Affaires indiennes et du Nord Canada
Indian and Northern Affairs Canada

Étude environnementale n° 13

Effets de l'envasement sur l'écologie du lac Ya-Ya, T.N.-O.

Programme des affaires du Nord

Étude environnementale nº 13

Effets de l'envasement sur l'écologie du lac Ya-Ya, T.N.-O.

Programme des affaires du Nord

P.J. McCart, Ph.D.
Directeur de la publication
P.M. Cross, M.Sc.
Qualité de l'eau
R. Green, B.Sc.
Phytoplancton
D.W. Mayhood, M.Sc.
Zooplancton
P.T. Tsui, Ph.D.
Zoobenthos
P.J. McCart, Ph.D.
Poissons
R.H. Green, Ph.D.
Analyse à plusieurs variables
Aquatic Environments Limited
Calgary, Alberta

© Publié avec l'autorisation de
l'hon. John C. Munro, c.p., député,
ministre des Affaires indiennes
et du Nord canadien,
Ottawa, 1981.
QS-8240-000-FF-A1
Nº de catalogue: R71-19/13-1981F
ISBN 0-662-91286-1

Le présent rapport a été rédigé sous contrat pour le Programme de recherches sur l'utilisation des terres arctiques, Division des études environnementales, Direction de la protection de l'environnement du Nord, MAINC.

Les opinions, conclusions et recommandations contenues dans le présent rapport sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles du Ministère.

This report is also available in English.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier les nombreuses personnes qui les ont aidés au cours des études. Les études sur le terrain ont été faites par J.K. Den Beste et M.L. Jones. Les assistants de laboratoire étaient R. Ford, H. Marcorowski, P. Carey et S. McCart. L'identification du zooplancton a été effectuée par D.R. Mudry pour l'étude de la migration verticale de 1977 et les prélèvements ont été recueillis au cours de l'hiver 1977 et du printemps 1978. Les auteurs remercient aussi C. Gossen, S.J. McKay, J. Harris et T. Dyck pour avoir rédigé les manuscrits.

TABLE DES MATIÈRES

PAGE

INTRODUCTION 1

DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE 5

LA QUALITÉ DE L'EAU 11

Introduction 12

Méthodes 11

Résultats et analyse 15

Sédiments en suspension 15

Transparence (au moyen de disques Secchi) et turbidité . . 33

Température 36

Oxygène dissous 36

pH 39

Alcalinité 39

Phosphore 39

Azote 40

Silice réactive 43

Carbone organique total 43

Chlorophylle-a 43

Conductivité et concentration des principaux ions 48

Les cinq petits lacs 50

Conclusions 52

LE PHYTOPLANCTON 55

Introduction 56

Méthodes 56

Études de la population 56

Méthodes utilisées sur le terrain 56

Analyses en laboratoire 56

Production primaire 71

Méthodes utilisées sur le terrain 71

Analyses en laboratoire 71

Résultats et analyse 72

Étude de la population 72

Lac Ya-Ya 72

Lacs sans nom 118

Conclusions 119

LE ZOOPLANCTON 121

Introduction 122

Méthodes 122

Résultats et analyse 123

Composition des espèces 123

Abondance, Diversité et Uniformité 123

Comparaison des lacs étudiés 131

Migration verticale 133

Conclusions 133

LE ZOOBENTHOS 139
Introduction 140
Méthodes 140
Résultats et interprétation 142
Lac Ya-Ya 142
Le milieu benthique 142
Distribution et abondance relative des principaux groupes 142
Composition et distribution des espèces 152
Réaction de la communauté zoobenthique 157
Lacs à l'étude 159
Normes de zoobenthos et de sédiments en suspension 159
Conclusions 165

LES POISSONS 167
Introduction 168
Métodes 168
Méthodes de capture 168
Analyse du cycle évolutif 169
Résultats 169
Distribution et abondance relative des espèces 169
Cycles évolutifs des principales espèces 174
Grand corégone 174
Corégone tschir 175
Touladi (truite de lac) 180

Grand brochet 182

Perche-truite. 184

Chabot visqueux et chabot à tête plate. 184

Faune ichtyologique des cinq lacs à l'étude 186

Conclusion 186

ANALYSE À PLUSIEURS VARIABLES 191

Introduction 192

Méthodes 192

Résultats et interprétation 193

ANALYSE ET CONCLUSIONS 201

L'ÉTUDE DU LAC YA-YA ET LE PROBLÈME DES NORMES QUANTITATIVES DES MATIÈRES EN SUSPENSION 202

Introduction 202

Les études du lac Ya-Ya 202

Les normes Berger 205

Exposé de la méthode proposée 205

Relation entre la turbidité et les matières en suspension 207

Norme relative aux macroinvertébrés. 211

Points d'échantillonnage 213

Recommandations. 215

BIBLIOGRAPHIE. 216

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU		PAGE
1.	Paramètres morphométriques des lacs étudiés.	8
2.	Conservation et méthodes d'analyse des paramètres physiques, chimiques et morphométriques	13
3.	Données physiques et chimiques sur le lac Ya-Ya et les cinq petits lacs environnants	16
4.	Données sur les substances nutritives et la chlorophylle-a dans le lac Ya-Ya et les cinq petits lacs environnants	21
5.	Données sur la conductivité et les principaux ions du lac Ya-Ya et des cinq petits lacs environnants	26
6.	Résumé des données d'été et de printemps de certains paramètres illustrant les différences de qualité de l'eau d'une région à l'autre	30
7.	Résumé des variations saisonnières de certaines caractéristiques physiques et chimiques et de la distribution verticale de la chlorophylle-a dans le lac Ya-Ya	38
8.	Résumé des concentrations de substances macro-nutritives relevées au cours d'autres études dans l'Arctique	42
9.	Résumé et comparaisons saisonniers de la conductivité et des principaux ions du lac Ya-Ya	47
10.	Comparaison entre la qualité de l'eau de la région III du lac Ya-Ya et des cinq petits lacs environnants, en été	51
11.	Espèces d'algues relevées dans le lac Ya-Ya et les cinq petits lacs sans nom, d'août 1977 à juillet 1978	58
12.	Densité totale et biomasse totale du phytoplancton provenant de 6 stations situées dans le bassin sud du lac Ya-Ya, en août et décembre 1977 et en juillet 1978.	73
13.	Densité totale et biomasse totale du phytoplancton provenant des stations 7 à 10 situées dans le bassin nord du lac Ya-Ya, en août et décembre 1977 et en juillet 1978 . . .	85

14. Densité totale et biomasse totale du phytoplancton provenant de 5 lacs sans nom situés à proximité du lac Ya-Ya, en août 1977 100

15. Nombre d'espèces de phytoplancton dans les principaux groupes établis par région 108

16. Résumé des données pour la production primaire, la densité totale, la biomasse totale, la Chlorophylle-a, la profondeur Secchi, les valeurs de turbidité, les matières en suspension totales aux stations 2, 6 et 8 sur le lac Ya-Ya 115

17. Abondance, diversité et uniformité du zooplancton dans le lac Ya-Ya à la fin de juillet et au début d'août 1977 . . . 124

18. Abondance, diversité et uniformité du zooplancton dans le lac Ya-Ya en décembre 1977 125

19. Abondance, diversité et uniformité du zooplancton dans le lac Ya-Ya en juillet 1978 127

20. Abondance, diversité et uniformité du zooplancton dans cinq lacs étudiés près du lac Ya-Ya à la fin de juillet et au début d'août 1977. 129

21. Abondance du zooplancton selon la profondeur et l'heure à la station 8 du lac Ya-Ya, les 4 et 5 août 1977. 135

22. Résumé des activités d'échantillonnage des invertébrés benthiques, lac Ya-Ya, 1977 et 1978 141

23. Type(s) de substrat aux stations d'échantillonnage du lac Ya-Ya 143

24. Composition, en pourcentage, des principaux groupes de zoobenthos de 3 régions du lac Ya-Ya, pendant les été de 1977 et 1978 144

25. Composition et densité des espèces de zoobenthos dans le lac Ya-Ya, 29 juillet au 5 août 1977 146

26. Composition et densité des espèces de zoobenthos dans le lac Ya-Ya, août 1978 149

27. Classification de certains genres de chironomidés basée sur leurs limites connues de tolérance à l'envasement, telles qu'analysées par Beck (1977) 156

28. Comparaison de certains paramètres de la communauté zoobenthique dans les régions envasées et limpides du lac Ya-Ya, T.N.-O. 158

29. Composition et densité des espèces de zoobenthos dans les 5 lacs à l'étude non loin du lac Ya-Ya, 29 juillet-5 août 1977 . . 160

30. Coefficient de communauté de zoobenthos de la région III du lac Ya-Ya et des cinq petits lacs à l'étude, été 1977 162

31. Indices de diversité de Shannon-Weaver du zoobenthos, selon les stations d'échantillonnage et les régions du lac Ya-Ya, T.N.-O., 1977 et 1978 164

32. Nombre total de poissons, par espèce, capturés aux stations d'échantillonnage du lac Ya-Ya, 1977 et 1978 170

33. Habitats fréquentés par les espèces de poissons durant l'étude 173

34. Âge et longueur des principales espèces de poissons du lac Ya-Ya, 1977 et 1978 176

35. Pourcentage de chacun des divers éléments constituant le contenu stomacal des spéciments des principales espèces de poissons pris dans le lac Ya-Ya, 1977 et 1978 178

36. Groupes taxonomiques indicateurs du gradient de turbidité des stations 1 à 6 du lac Ya-Ya 197

37. Relation entre les critères de matières en suspension de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures et les valeurs moyennes de biomasse des principaux groupes d'organismes aquatiques du lac Ya-Ya, selon les données estivales 1977 et printanières 1978 204

LISTE DES FIGURES

FIGURE		PAGE
1.	Emplacement du lac Ya-Ya et des cinq lacs-témoins plus petits	7
2.	Matières en suspension, turbidité après agitation et profondeur Secchi dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya au cours de l'été 1977 et du printemps 1978	32
3.	Relations entre les matières en suspension et la turbidité après agitation et entre les matières en suspension et la profondeur Secchi	34
4.	Turbidité après sédimentation exprimée en pourcentage de la tubidité après agitation dans le lac Ya-Ya	35
5.	Température, oxygène dissous, pH et alcalinité dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya en été 1977 et au printemps 1978	37
6.	Concentrations de phosphore total, d'azote total, de phosphore total dissous et d'azote total dissous dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya, en été et en hiver 1977, et au printemps 1978	41
7.	Concentrations de silice réactive, de carbone organique total et chlorophylle-a dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya, au cours de l'été et de l'hiver 1977 et du printemps 1978	45
8.	Conductivité et concentrations des principaux ions dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya, au cours de l'été 1977 et du printemps 1978	46
9.	Concentrations relatives des principaux ions dans les eaux superficielles des stations 1 à 10 du lac Ya-Ya, en été 1977	49
10.	Indice de dominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant des trois régions du lac Ya-Ya au cours de la période d'étude	104
11.	Indice de dominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant de toutes les régions du lac Ya-Ya, prélevées en août et décembre 1977, et en juillet 1978	105

12. Indice de cominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant des trois régions du lac Ya-Ya pendant les mois d'août et de décembre 1977, et de juillet 1978 107

13. Densités totales pour cinq espèces d'algues dominantes provenant des trois régions du lac Ya-Ya par rapport à la turbidité moyenne et la moyenne des matières en suspension totales 110

14. Densités totales moyennes et biomasse totale moyenne par rapport à la turbidité moyenne et la moyenne des matières en suspension totales pour les trois régions du lac Ya-Ya 111

15. Abondance relative des principaux groupes d'algues calculée à partir du nombre total pour les trois régions du lac Ya-Ya en août et décembre 1977, et en juillet 1978 112

16. Abondance relative des principaux groupes d'algues calculée à partir de la biomasse totale pour les trois régions du lac Ya-Ya en août et décembre 1977 et en juillet 1978 113

17. Stations 2, 6 et 8 du lac Ya-Ya: profondeur Secchi, biomasse de phytoplancton et production primaire, en août 1977 116

18. Diversité moyenne des espèces, valeurs moyennes d'uniformité, et nombre moyen d'espèces pour toutes les stations dans les trois régions du lac Ya-Ya au cours de l'enquête 117

19. Solides en suspension, transparence, uniformité, diversité et répartition des crustacés zooplanctoniques dans le lac Ya-Ya, 1977-1978 132

20. Éclairement solaire et migration verticale du zooplancton dans le lac Ya-Ya, les 4 et 5 août 1977 134

21. Distribution du zoobenthos par rapport à la quantité totale moyenne de solides en suspension et aux niveaux moyens de turbidité dans le lac Ya-Ya, T.N.-O., pendant la saison des eaux libres, juillet-août 1977 et juillet 1978 154

22. Distribution et abondance de certaines espèces dominantes de zoobenthos par rapport à la quantité totale moyenne de solides en suspension et aux niveau de turbidité dans le lac Ya-Ya 155

23. Rapport âge-taille chez le grand corégone du lac Ya-Ya dans les T. du N.-O. 177

24. Rapport âge-taille chez le corégone tschir du lac Ya-Ya T. du N.-O.. 181

25. Rapport âge-taille chez le touladi du lac Ya-Ya T. N.-O. 183

26. Rapport-âge-taille chez le grand brochet du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. 185

27. Rapport âge-taille chez la perche-truite du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. 187

28. Rapport âge-taille chez le chabot visqueux du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. 188

29. Rapport âge-taille chez le chabot à tête plate du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. 189

30. Analyse des composants principaux basée sur l'abondance de 13 espèces de zooplancton recueillies au cours de l'été 1977 194

31. Analyse des composants principaux basée sur l'abondance de 50 espèces de zoobenthos recueillies au cours de l'été 1977 195

32. Abondance de cinq organismes en fonction du gradient de turbidité dans le lac Ya-Ya, au cours de l'été de 1977 et du printemps de 1978 199

33. Corrélation entre la turbidité et les matières en suspension dans 33 cours d'eau du système de la vallée du Mackenzie, T.N.-O., entre 1965 et 1976 209

INTRODUCTION

INTRODUCTION

L'envasement est sans doute la perturbation environnementale la plus courante des habitats aquatiques, provoquée par les activités de mise en valeur du Nord. Des enquêtes sur les conséquences de la sédimentation sur le biotope aquatique des régions boréales canadiennes ont été menées par Brunskill et al (1973), Rosenberg et Snow (1975), Rosenberg et Wiens (1978) et McCart et de Graaf (1974). Cependant, la plupart de ces études portaient sur les organismes des cours d'eau et, à l'exception d'une étude expérimentale de petite envergure sur les étangs dans les environs du lac Stanwell-Fletcher, T.N.-O. (de March et al, 1977), aucune enquête du même genre n'a été réalisée sur les écosystèmes des lacs dans le Nord.

Il faudrait remédier à une telle lacune. Premièrement, les lacs ne possèdent pas le pouvoir auto-épurant inhérent aux cours d'eau et, par conséquent, sont probablement plus sensibles que ces derniers aux effets environnementaux nuisibles de la sédimentation. Deuxièmement, il est fort probable que les lacs soient inclus dans la planification et la réalisation de projets de développement. Ils peuvent en faire partie directement en servant de base aux hydravions, de pistes d'atterrissage en hiver, de lieu d'aménagment de campements et autres installations de soutien, comme des sources d'alimentation en eau ou des sites d'élimination des eaux résiduaires et autres matériaux ou indirectement, comme dans le cas de l'aménagement de ballastières empiétant sur les rivages du lac Ya-Ya. Troisièmement, les lacs sont généralement importants pour l'économie locale. Ils peuvent constituer des ressources en eau et en poissons pour les habitants de la région et abriter les animaux à fourrure et les oiseaux aquatiques migrateurs. En outre, dans certains cas, ils sont un excellent atout pour le développement de l'industrie du tourisme. Une sédimentation incontrôlée pourrait nuire à toutes ces utilisations des lacs.

Étant donné le nombre limité des données descriptives sur les conséquences de la sédimentation dans les lacs du Nord, il n'existe aucune base permettant l'établissement de critères quantitatifs pour le contrôle de la formation de sédiments résultant des travaux de mise en valeur dans la région des lacs. Compte tenu de la future intensification des activités pétrolières et minières dans les régions boréales, la nécessité d'établir de tels critères s'impose de toute évidence.

Le lac Ya-Ya sur l'île Richards, dans le delta du Mackenzie, (Territoires du Nord-Ouest) a été choisi comme site d'étude des effets de la charge des sédiments en suspension sur les écosystèmes des lacs. Le lac se compose de nombreux bassins dont certains sont envasés surtout à cause des apports d'eau du fleuve Mackenzie, tandis que d'autres demeurent intouchés. Par conséquent, il représentait, pour les chercheurs, un laboratoire naturel comptant des zones d'étude "perturbées" et des "zones-témoins." En outre, parmi les nombreux autres petits lacs parsemant les environs, il existe d'autres zones-témoins possibles. Cinq de ces lacs ont été choisis pour faire l'objet de comparaison, avec les études plus détaillées du lac Ya-Ya.

L'objectif principal de l'étude était de déterminer les conséquences de la sédimentation sur divers niveaux trophiques, notamment les poissons, dans le cadre d'un écosystème de lac boréal. D'autre objectifs connexes consistaient à élaborer, d'après les résultats de l'étude, un modèle permettant de mieux prévoir et quantifier l'impact de l'envasement sur les écosystèmes des lacs dans le Nord et à proposer des critères quantitatifs définissant les niveaux de sédimentation acceptables, lesquels pourraient être utilisés dans la réglementation des projets de développement dans le Nord.

Au cours du déroulement de l'étude, il est devenu évident qu'en raison de la variabilité saisonnière et annuelle des résultats obtenus même en une seule station ainsi que de la variabilité entre les stations et les lacs, les objectifs proposés, notamment les deux derniers, ne pourraient être que partiellement atteints. Les difficultés rencontrées dans l'application des résultats sont évaluées dans les conclusions.

DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

DESCRIPTION DE LA RÉGION ÉTUDIÉE

L'emplacement du lac Ya-Ya des cinq lacs-témoins plus petits ainsi que celui des stations d'échantillonnage sont indiqués à la figure 1. Ils se trouvent dans le coin sud-ouest de l'île Richards, entre les chenaux de l'est et du centre du delta du fleuve Mackenzie.

La région étudiée fait entièrement partie de la Plaine côtière arctique (Douglas, 1970) et son relief passe de moins de 1 m à environ 76 m au-dessus du niveau de la mer, soit une altitude médiane de près de 30 m. L'extrémité sud-ouest de lac Ya-Ya se situe dans la plaine d'inondation du fleuve Mackenzie et la surface du lac s'élève seulement à 4.6 m au-dessus du niveau de la mer.

Le lac Ya-Ya constitue l'un des plus grand lacs du delta du Mackenzie; sa superficie est de 20.4 km^2, son volume de $1.77 \times 10^8 m^3$ et sa longueur maximale de 18.4 km. Il comprend un bassin méridional, peu profond et turbide, subissant de fortes influences du fleuve Mackenzie et un bassin septentrional oligotrophe, profond et clair. Le canal d'entrée et l'exutoire se situent à l'extrémité ouest du bassin méridional. Avant 1969, la seule jonction du bassin méridional et du fleuve Mackenzie se faisait par la rivière Ya-Ya jusqu'au chenal Harry (Slaney, 1974). Il y avait échange d'eau du chenal Harry au bassin méridional chaque fois que l'écoulement de la rivière Ya-Ya était renversé par des vents du large prolongés, soufflant de la mer de Beaufort. En 1969, une deuxième jonction s'est formée entre le lac Ya-Ya et le fleuve MacKenzie lorsque la débâcle a percé un chenal entre le bassin méridional et le chenal Tununuk, reliant les chenaux de l'est et du centre. Il en est résulté une sédimentation accrue du bassin méridional et, au cours de certaines années de légères intrusions dans les eaux septentrionales plus claires du lac.

Les cinq lacs plus petits, sans nom (désignés A, B, C, D et E) faisant partie de l'étude se trouvent, dans l'ensemble, au sud et à l'est du bassin méridional du lac Ya-Ya (figure 1). Tous les cinq ont fait l'objet d'études antérieures par Machniak (1977). Le tableau 1 fait la comparaison entre certains paramètres morphométriques des cinq lacs sans nom et des données semblables sur le lac Ya-Ya. Le plus grand, le lac C, représente 26.8% de la surperficie totale du lac Ya-Ya et le plus petit, le lac E, seulement 1.2%. Parmi les lacs sans nom, le lac C est relié au chenal Tununuk et, durant les périodes de hautes eaux, il y a apparemment refoulement de l'eau du fleuve MacKenzie dans le lac. Selon Machniak (1977), en août, les concentrations totales de sédiments en suspension (10.3 mg/l) sont plus élevées dans le bras est du lac, plus près du déversoir, que dans le bras nord (2.5 mg/l), à une distance plus grande de l'influence du fleuve Mackenzie. La station établie au cours de la présente étude se situait dans le bras nord où l'eau est plus claire. Le lac B est relié au bassin méridional du lac Ya-Ya par un cours d'eau éphémère. Les autres lacs sont isolés des cours d'eau.

Les lacs dans le delta du Mackenzie et les régions environnantes peuvent être classés soit comme lacs de plaines d'inondation, soit comme lacs de bas-plateaux (Slaney, 1974; McCart et al, 1976). Les lacs situés dans les plaines d'inondation reçoivent prédiodiqeument des afflux de limon et d'eau de cours d'eau

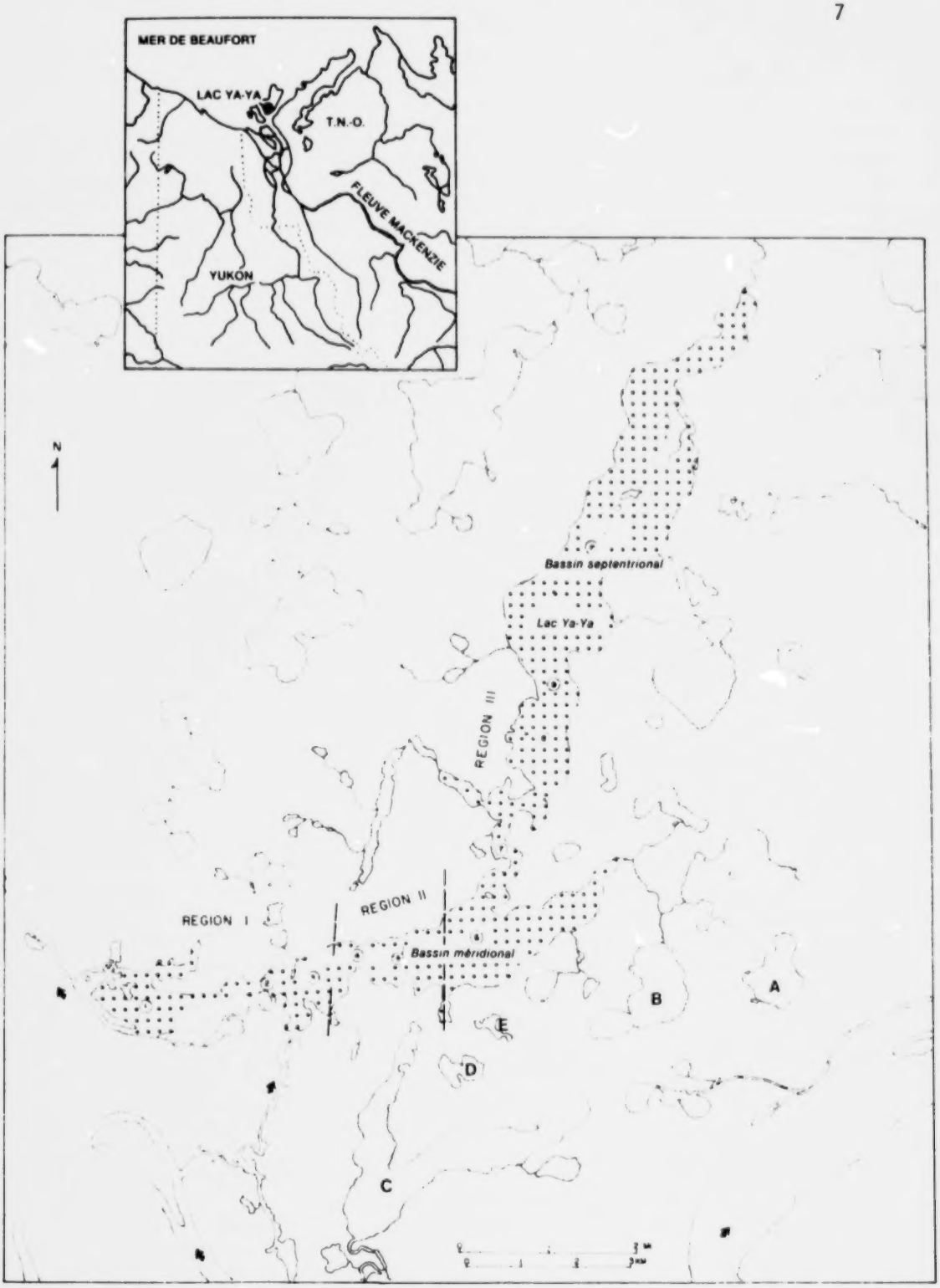

Figure 1. Emplacement du lac Ya-Ya et des cinq lacs témoins plus petits. Les stations de prelevement du lac Ya-Ya sont numérotées de 1 à 10 et les divisions regionales sont indiquées.

riches en substances nutritives. Ces afflux sont causés par des inondations ou, dans certains cas, sont dus au fait que les lacs sont reliés à des chenaux fluviaux. La quantitié d'eau apportée à ces lacs peut varier considérablement. Les lacs directement reliés à un chenal fluvial reçoivent des afflux chaque fois que le niveau du chenal s'élève suffisamment pour se déverser dans le lac. Certains de ces lacs reliés à un chenal se trouvent dans des bas-plateaux, sur le bord d'une plaine d'inondation, et certains de leurs paramètres morphométriques peuvent ressembler à ceux des lacs des bas-plateaux. Certains lacs situés dans les plaines d'inondation fort partie intégrante des chenaux fluviaux et en reçoivent ainsi un écoulement presque continu. Par contre, des lacs de plaines d'inondation peuvent être séparés des chenaux fluviaux par des élévations de terrain assez hautes pour empêcher les inondations au cours de certaines années (Mackay, 1963).

Tableau 1. Paramètres morphométriques des lacs étudiés.

Lac	profondeur (m) Moyen.	Max.	Superficie (ha)	Volume ($m^3 \times 10^6$)	Périmètre (km)	Aménagement du rivage (D_L)
Ya-Ya	8.7	48.8	2037.8	177.2	64.7	3.98
A	3.4	4.0	79.5	2.7	5.4	1.71
B	2.8	3.5	166.6	4.7	8.3	1.18
C	3.6	27.4	448.1	16.1	18.7	2.49
D	1.0	1.3	29.8	0.3	2.7	1.39
E	2.0	2.5	24.9	0.5	2.0	1.13

Pendant la saison des eaux libres, sous l'action du vent, la turbidité relativement élevée, qui résulte de l'afflux de l'eau fluviale dans les lacs de plaines d'inondation, demeure généralement inchangée, car ces lacs ont des fonds de limon et ont normalement moins de 4 m de profondeur. Il y a souvent régression du rivage causée par le glissement du sol dû au processus de thermokarst. La profondeur des lacs est habituellement uniforme et les espèces de poissons sont essentiellement les mêmes que celles qui fréquentent les chenaux fluviaux.

Isolés des cours d'eau, les lacs de bas-plateaux sont normalement des nappes d'eau claire, aux berges stables et riches en végétation et dont le fond s'incline légèrement depuis le rivage. Les couches de fond se composent typiquement de vase organique; cependant, dans les eaux profondes, le fond peut comprendre des dépôts de matière sableuse durcie, recouverte de gravier et de galet lisses. La présence d'une végétation enracinée, émergée et submergée est fréquente. Ces lacs sont les plus profonds dans les régions de relief accidenté et les zones de fond peuvent se caractériser par des variations brusques et considérables de profondeur.

Le lac Ya-Ya possède des particularités propres aux deux sortes de lac: son bassin méridional peu profond est largement influencé par les inondations du fleuve Mackenzie, tandis que son profond bassin septentrional ne l'est jamais ou rarement. Parmi les lacs sans nom, le lac C, qui est directement relié au fleuve Mackenzie, se classe de toute évidence parmi les lacs des plaines d'inondation même si, comme le lac Ya-Ya, de vastes régions semblent rarement perturbées. Les quatre autres lacs (A, B, D et E) sont tous des lacs de bas-plateaux.

Toutes les nappes d'eau de la région à l'étude sont gelées en hiver. L'engel se produit hatituellement vers la mi-octobre, mais peut avoir lieu plusieurs semaines avant ou après cette période. Au cours de l'automne 1975 (McCart et al, 1976), l'engel a été relativement rapide. Une importante formation de glace a commencé autour du 21 septembre et, dès le 25 septembre, de nombreux lacs des plaines d'inondation et des bas-plateaux de l'île Richards étaient recouverts de glace de 90 à 100%.

Les facteurs influant sur l'épaisseur maximale de la glace sont: la rigueur de l'hiver ainsi que l'épaisseur, la période d'arrivée, la durée et la densité du manteau nival. En général, plus la glace est épaisse en hiver, plus le déplacement se fait tard au printemps. Dans les chenaux du delta du Mackenzie, il se produit habituellement à la fin mai ou au début de juin. Normalement, le déglacement s'effectue vers l'aval, depuis le cours supérieur jusqu'au delta fluvial. Les lacs, des plaines d'inondation, reliés aux chenaux fluviaux, sont habituellement les premiers à se libérer de la glace tandis que ceux des bas-plateaux ou ceux situés près de la mer de Beaufort, sont les derniers.

Au cours de l'hiver 1975-1976, McCart et al, (1976) ont mesuré l'épaisseur de la glace dans le bassin septentrional du lac Ya-Ya, soit 77 cm en novembre et 161 cm en février. L'épaisseur moyenne de la glace qui recouvrait 10 lacs voisins était de 76.3 cm (52-88 cm) en novembre et de 115.0 cm (132-187 cm) en février. En décembre 1977, lors du relevé du lac Ya-Ya, l'épaisseur de la glace variait de 1 à 1.6 m. Au printemps 1978, le déglacement du lac Ya-Ya s'est effectué sur une période d'environ 2 semaines, du 28 juin au 12 juillet. L'extrémité de l'exutoire, peu profonde, fut la première à subir la débâcle, mais, jusqu'au 10 juillet, des couches de glace atteignant jusqu'à 0.5 m d'épaisseur étaient encore présentes dans le bassin septentrional.

LA QUALITÉ DE L'EAU

par

P.M. Cross, M.Sc.

LA QUALITÉ DE L'EAU

Introduction

Les conséquences générales de l'envasement sur la qualité de l'eau ont été étudiées par Ellis (1936), Cairns (1968) et Oschwald (1972). Les voici:

1) réduction de la pénétration de la lumière

2) interférence dans la transmission de chaleur

3) réduction des concentrations d'oxygène dissous

4) absorption ou remise en suspension des substances nutritives et toxiques.

Les objectifs de cette partie de l'étude sont les suivants:

1) comparer la qualité de l'eau et le milieu physique des zones-témoins et des zones envasées deu lac Ya-Ya et

2) Comparer ces données avec celles d'autres lacs environnants, plus petits.

Méthodes

Les stations d'échantillonnage sont présentées à la figure 1. Dans chaque station, des prélèvements d'eau ont été recueillis à diverses profondeurs, à l'aide d'une bouteille Kemmerer. Dans les eaux peu profondes du lac (c.-à-d. de moins de 3 m de profondeur), les prélèvements ont été effectués à la surface, à mi-profondeur et dans le fond.

Les paramètres suivants ont été mesurés:

température (°C)
oxygène dissous (OD) (mg/l)
pH
alcalinité (mg/l)
transparence (m)
turbidité (UTJ)
Matières en suspension (mg/l)
conductivité (umhos/cm @ 25 C)
principaux ions (Ca,Mg, Na, K, Cl, SO_4 et HCO_3) (mg/l)
phosphore total (ug/l)
phosphore total dissous (PTD) (ug/l)
azote total (ug/l)
azote total dissous (ATD) (ug/l)
carbone organique total (COT) (ug/l)
silice réactive soluble (SiO_2) (ug/l)
chlorophylle a (ug/l)

Les analyses ont été faites selon les méthodes décrites au tableau 2.

Tableau 2. Conservation et méthodes d'analyse des paramètres physiques, chimiques et morphométriques.

Paramètre	Conservation	Méthodes	Source de la méthode	Modifications
Température		Thermomètre à mercure de poche		
Oxygène dissous		Trousse Hach OX-10		
pH	1 ml de $CuSO_4$	Radiomètre combiné à électrode GK 2311 C	Radiomètre pH-mètre de type 296	aucune
Système d'alcalinité	Chloroforme ($CHCl_3$)	Titrage des acides	Méthodes normalisées	le pH-mètre remplace l'indicateur mixte
Transparence		Disque Secchi		
Turbidité	1 ml de solution de $CuSO_4$	Néphélométrie	Mesurée en UTJ à l'aide d'un turbidimètre Hach, modèle 2100A	aucune
Conductivité	5 ml 4N HCl	Compteur	Beckman Solu-bridge RB-4-250	aucune
Ca	5 ml 4N HCl	Absorption atomique	Spectrophotomètre de modèle 151 aa/33 des laboratoires d'instruments	aucune
Mg	"	"	" "	aucune
Na	"	"	" "	suppression de l'ionisation à l'aide de Li
K	"	"	" "	" "

(voir suite)

Tableau 2. Suite

Paramètre	Conservation	Méthodes	Source de la méthode	Modifications
So_4	$CHCl_3$	Méthode turbidimétrique	Méthodes normalisées	Turbidimètre de modèle 2100A à dispositif de mélangeur plongeur Hach
Cl	$CHCl_3$	Titrage par l'argent	" "	aucune
Phosphore	5 ml 4N HCl	Digestion de persulfate suivie de la méthode à l'acide ascorbique PO_4	Méthodes normalisées d'examen de l'eau et des eaux usés, 13e éd. (1971)	aucune (PTD filtré)
Azote	5 ml 4N HCl	Oxydation photochimique à l'ultraviolet	Strickland et Parsons (1968)	Période d'irradition d'une nuit (15 heures) à l'aide d'une lampe de 550 watts. ATD filtré.
COT	"	Spectroscopie à l'infrarouge	Analyseur carboné Beckman de modèle 915. Direction générale des eaux intérieures, Manuel des méthodes d'analyse, Direction de la qualité des eaux, Environnement Canada, Ottawa	
SiO_2	$CHCl_3$	Bleu hétéropoly	Méthodes normalisées	aucune
Chlorophylle a	Congélation des filtres	Méthode trichromatique	Méthodes normalisées	aucune

Résultats et analyse

Le rapport décrit les échantillons recueillis au cours des trois périodes d'échantillonnage: en été (du 29 juillet au 5 août 1977), en hiver (du 8 au 12 décembre 1977) et au printemps, lors du déglacement (du 6 au 10 juillet 1978). Les données qui servent de base à l'analyse sont présentées aux tableaux 3, 4 et 5 et résumées dans différents tableaux et figures du texte.

Sédiments en suspension

Pour les besoins de cette analyse, le lac Ya-Ya peut se diviser en trois régions correspondant à différents degrés d'envasement.

Au cours de la saison des eaux libres, la concentration totale moyenne (été 1977 et printemps 1978) des sédiments en suspension dans la région I (stations 1-3) était de 119.9 mg/l et la turbidité moyenne était de 69.3 UTJ (tableau 6). La région I peut être considérée comme une zone d'impact maximal en ce qui a trait aux effets nuisibles de l'envasement. Selon Hynes (1973), par exemple, les concentrations de limon inerte, de sable ou d'argile dépassant 89 mg/l peuvent avoir de graves répercussions sur les pêcheries. Dans la région II (stations 4-5), le niveau total moyen de sédiments en suspension était de 17.6 mg/l et la turbidité moyenne, de 14.5 UTJ. D'après Brunskill et al, (1973) 15 mg/l représenteraient, à titre d'essai, le "niveau critique" des sédiments en suspension au-dessus duquel la faune benthique du bassin versant du fleuve Mackenzie était réduite et moins variée. La région II, ou la moyenne dépasse ce niveau critique, peut être considérée comme une zone d'impact modéré même si elle se trouve sans aucun doute dans la zone d'influence.

La région III (stations 6-10) peut être considérée comme une région à l'abri de tout impact et constitue une région-témoin. Les niveaux moyens des sédiments totaux en suspension et de turbidité étaient respectivement de 5.1 mg/l et de 3.8 UTJ.

La comparaison de l'ensemble des données d'été (du 29 juillet au 5 août 1977) et de printemps (du 6 au 10 juillet 1978) indique que les concentrations de sédiments en suspension diffèrent considérablement ($t=4.033$, 9.015 et 4.436 et P 0.05 selon les comparaisons des régions I et II, I et III et II et III, respectivement). Cependant, les types de concentration de sédiments en suspension de la région I sont différents en été et au printemps (figure 2). En été, la concentration diminue rapidement de la station 1 à 3, tandis qu'au printemps, la concentration régionale est plus uniforme. Cette différence saisonnière est probablement due aux conditions hydrologiques. Un débit plus élevé au cours du déglacement du printemps entraîne un écoulement inverse plus important dans le lac; en outre, le degré de brassage d'eau y est plus élevé.

Il n'existe pas de données sur les concentrations de sédiments en suspension des échantillons d'hiver pour cette étude; cependant, elles sont probablement uniformément faibles. Le fleuve Mackenzie, d'où proviennent la plupart des sédiments en suspension dans l'exutoire du lac, est, lui-même, assez limpide en automne et en hiver, sous le manteau glaciel.

Tableau 3. Données physiques et chimiques sur le lac Ya-Ya et les cinq petits lacs environnants.

Station/date	Profondeur de l'échantillon (m)	Température (°C)	O.D. (mg/l)	Pourcentage de saturation d'O_2	Alcalinité (mg/l)	pH	Transparence du disque Secchi (m)	Turbidité (UTJ) (après agitation)	Turbidité (UTJ) (après sédimentation)	Sédiments en suspension (mg/l)
1 3/ 8/77	surface	18.0	9.2	97	90	7.7	0.05	140.0	12.0	223.0
	fond (2.0)	18.0	9.2	97	87	7.8	-	165.0	15.0	274.0
12/12/77	surface	0	13.8	94			-			
7/ 7/78	surface	14.5	10.8	106	74	7.5	0.1	65.0	10.0	105.2
	fond (2.0)	14.5	11.0	106	77	7.7	-	82.0	16.0	127.2
2 2/ 8/77	surface	16.0	9.2	944	85	7.8	0.10	65.0	8.0	105.3
	mi-profondeur (2.5)	16.0	9.3	95	81	7.8	-	73.0	9.0	121.3
	fond (5.3)	16.0	9.2	94	85	7.8	-	54.0	10.0	85.3
12/12/77	surface	0	13.8	94						
7/ 7/78	surface	15.0	11.4	112	76	7.8	0.1	60.0	15.0	106.8
	fond (2.1)	15.0	11.4	112	74	7.7	-	55.0	15.0	113.2
3 2/ 8/77	surface	16.5	9.6	99	89	7.9	0.40	13.0	5.0	14.4
	fond (1.9)	16.5	9.4	96	90	7.8	-	12.0	4.5	14.4
11/12/77	surface	0	13.8	94						
7/ 7/78	surface	15.5	10.6	105	78	7.8	0.1	57.5	12.5	151.2
	fond (2.5)	16.0	10.8	109	77	7.8	-	60.0	15.0	116.8

(voir suite)

Tableau 3. Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Température (°C)	O.D. (mg/l)	Pourcentage de saturation d'O_2	Alcalinité (mg/l)	pH	Transparence du disque Secchi (m)	Turbidité (UTJ) (après agitation)	Turbidité (UTJ) (après sédimentation)	Sédiments en suspension (mg/l)
4 3/ 8/77	surface	17.0	9.6	99	88	7.9	0.20	21.0	6.0	25.2
	fond (2.2)	17.0	9.6	99	85	7.8	-	26.0	7.0	36.8
11/12/77	surface	0	13.8	94						
	fond (2.4)	0	13.2	89						
6/ 7/78	surface	6.0	12.2	98	69	7.5	1.0	6.2	2.5	7.9
	fond (2.2)	6.0	12.4	100	64	7.5	-	5.5	3.0	5.0
5 2/ 8/77	surface	16.0	9.0	91	88	7.8	0.5	11.0	5.2	10.4
	fond (2.0)	16.0	9.0	91	91	7.9	-	12.0	5.6	8.0
10/12/77	surface	0	14.0	95						
	fond (2.5)	0	13.4	91						
8/ 7/78	surface	12.5	10.8	102	70	7.4	0.3	22.0	8.0	31.3
	fond (2.4)	12.0	11.0	102	68	7.9	-	12.0	5.6	16.0
6 31/ 7/77	surface	16.5	9.4	96	91	7.9	0.55	6.7	4.3	4.0
	mi-profondeur (2.8)	16.5	9.4	96	89	7.9	-	11.0	5.7	10.6
	fond (5.4)	16.5	9.4	96	91	7.9	-	10.0	5.3	7.7
10/12/77	surface	0.0	14.0	95						
	fond (2)	0.0	13.5	91						

(voir suite)

Tableau 3 Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Température (°C)	O.D. (mg/l)	Pourcentage de saturation d'O_2	Alcalinité (mg/l)	pH	Transparence du disque Secchi (m)	Turbidité (UTJ) (après agitation)	Turbidité (UTJ) (après sédimentation)	Sédiments en suspension (mg/l)
6/ 7/78	surface	6.5	12.0	97	68	7.7	1.2	4.0	2.0	3.3
	mi-profondeur (3.0)	6.0	12.2	98	64	7.7	-	5.0	2.0	7.0
	fond (5.5)	6.0	12.0	96	66	7.7	-	10.0	2.5	20.4
7 30/ 7/77	surface	16.0	9.2	94	87	8.0	0.8	6.0	4.6	2.9
	mi-profondeur (1.5)	16.0	9.3	95	92	8.0	-	5.6	3.8	4.0
	fond (3.1)	16.0	9.4	95	94	7.9	-	6.7	4.4	5.4
9/12/77	surface	0	14.0	95						
	mi-profondeur	0	14.0	95						
	fond (5)	0	14.0	95						
6/ 7/78	surface	7.0	11.8	97	68	7.8	2.0	2.5	2.5	9.4
	mi-profondeur (2.0)	7.0	12.0	99	74	7.6	-	2.0	1.0	3.6
	fond (3.8)	6.5	12.0	97	74	7.9	-	2.5	1.0	3.6
8 29/ 7/77	surface	15.0	9.4	93	103	8.0	1.60	1.9	1.2	2.3
	mi-profondeur (2.2)	13.5	9.6	92	103	8.0	-	1.6	1.3	1.4
	fond (4.5)	13.0	10.0	96	96	8.1	-	1.3	0.7	1.7
9/12/77	surface	0	14.2	96						
	mi-profondeur	0	14.0	95						
	fond (4)	0	14.0	95						

(voir suite)

Tableau 3 Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Température (°C)	O.D. (mg/l)	Pourcentage de saturation d'O_2	Alcalinité (mg/l)	pH	Transparence du disque Secchi (m)	Turbidité (UTJ) (après agitation)	Turbidité (UTJ) (après sédimentation)	Sédiments en suspension (mg/l)
9/ 7/78	surface	7.5	12.0	100	70	7.6	2.9	5.0	2.0	11.1
	mi-profondeur	7.5	12.4	103	76	7.7	-	7.5	2.5	21.0
	fond (4.4)	6.5	12.4	100	80	7.75	-	7.5	5.0	4.3
9 31/ 7/77	surface	15.5	10.8	108	101	7.9	4.30	1.1	0.5	0.9
	mi-profondeur (2.1)	15.0	10.7	106	104	7.9	-	1.0	0.6	0.3
	fond (4.3)	15.0	10.6	105	96	7.9	-	1.1	0.7	1.4
8/12/77	surface	0	14.0	95						
	mi-profondeur	0	13.8	94						
	fond (5)	0	14.0	95						
10/ 7/78	surface	4.0	12.8	97	84	7.9	4.1	2.5	1.0	5.4
	mi-profondeur	5.0	12.4	97	84	7.8	-	2.5	1.0	2.2
	fond (5.0)	5.0	12.6	98	84	7.9	-	2.5	1.0	8.8
10 1/ 8/77	surface	14.0	10.6	103	94	8.0	5.1	0.8	0.4	0.6
	mi-profondeur (23.0)	8.0	11.3	95	102	7.9	-	0.8	0.4	0.9
	fond (46.6)	6.0	12.4	100	101	7.8	-	0.5	0.3	0.9
8/12/77	surface	0	13.8	94						
	mi-profondeur (5)	0	13.8	94						
	fond (10)	0.5	13.6	94						

(voir suite)

Tableau 3 Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Température (°C)	O.D. (mg/l)	Pourcentage de saturation d'O_2	Alcalinité (mg/l)	pH	Transparence du disque Secchi (m)	Turbidité (UTJ) (après agitation)	Turbidité (UTJ) (après sédimentation)	Sédiments en suspension (mg/l)
10/ 7/78	surface	3.0	12.8	95	80	7.7	6.2	2.25	1.5	4.6
	mi-profondeur	3.5	12.8	96	98	7.7	-	1.5	1.0	1.3
	fond (37.5)	3.5	12.8	96	100	7.7	-	1.2	0.9	0.9
A 5/ 8/77	surface	18.5	11.0	117	39	7.0	fond	1.3	1.0	0.3
	fond (2.9)	18.5	11.0	117	37	7.2	-	2.0	1.1	4.6
B 5/ 8/77	surface	18.0	10.5	111	34	7.1	fond	1.4	0.9	1.1
	fond (2.0)	18.0	10.5	111	33	7.4	-	1.7	0.9	2.3
C 5/ 8/77	surface	17.0	11.2	115	81	7.3	1.7	5.1	2.9	3.4
	mi-profondeur (4.5)	13.0	11.6	110	71	7.4	-	7.1	4.4	3.1
	fond (9.4)	11.0	12.2	110	85	7.2	-	4.5	4.2	1.7
D 5/ 8/77	surface	20.0	8.5	94	44	6.9	1.1	3.4	2.2	3.2
E 5/ 8/77	surface	18.5	9.0	96	51	7.3	2.9	1.2	0.8	1.7
	fond (2.9)	18.5	9.0	96	51	7.2	-	1.3	0.9	0.9

Tableau 4. Données sur les substances nutritives et la chlorophylle a dans le lac Ya-Ya et les cinq petits lacs environnants.

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Phosphore (ug/l) (Total)	Phosphore (ug/l) (Dissous)	Azote (ug/l) (Total)	Azote (ug/l) (Dissous)	COT (mg/l)	SiO_2 (ug/l)	Chl a ug/l)
1 3/ 8/77	surface	156	14	222	208	15	2000	5
	fond (2.0)	128	15	234	202	-	2000	1
12/12/77	surface	14	13	230	80	13		1
7/ 7/78	surface	98		540		18		1.0
	fond (2.0)	144	320			19	1.0	
2 2/ 8/77	surface	159	11	222	207	10	2000	2
	mi-profondeur (2.5)	180	12	214	215	-	2000	1
	fond (5.3)	185	20	176	170	-	2280	0
12/12/77	surface	12	11	238	198	12		1
7/ 7/77	surface	331		400		13		1.0
	fond (2.1)	98		340		9		1.0
3 2/ 8/77	surface	15	10	208	166	10	1960	3
	fond (1.9)	67	10	219	107	-	1860	1
11/12/77	surface	20	10	216	176	14		-
7/ 7/78	surface	185		320		14		1.0
	fond (2.5)	152		320		8		1.0

(voir suite)

Tableau 4. Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Phosphore (ug/l) (Total)	Phosphore (ug/l) (Dissous)	Azote (ug/l) (Total)	Azote (ug/l) (Dissous)	COT (mg/l)	SiO_2 (ug/l)	Chl a ug/l)
4 3/ 8/77	surface	29	10	202	191	8	1960	4
	fond (2.2)	63	12	198	189	-	1880	2
11/12/77	surface	19	11	230	170	17		-
	fond (2.4)	20	10	228	198	13		-
6/ 7/78	surface	17		190		1		1.0
	fond (2.2)	16		240		20		1.0
5 2/ 8/77	surface	19	10	207	202	10	1760	3
	fond (2.0)	73	10	219	213	-	1780	2
10/12/77	surface	19	10	272	234	17		-
	fond (2.5)	25	10	238	204	18		-
8/ 7/78	surface	36		240	14			1.0
	fond (4.4)	38		170		11		1.0
6 31/ 7/77	surface	41	10	198	189	-	1740	3
	mi-profondeur (2.8)	40	12	163	152	4	1800	2
	fond (5.4)	28	21	207	182	8	1840	-
10/12/77	surface	17	12	304	250	17		-
	fond (2)	14	11	282	240	14		-

(voir suite)

Tableau 4. Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Phosphore (ug/l) (Total)	Phosphore (ug/l) (Dissous)	Azote (ug/l) (Total)	Azote (ug/l) (Dissous)	COT (mg/l)	SiO_2 (ug/l)	Chl a ug/l)
6/ 7/78	surface	20		270		13		1.0
	mi-profondeur (3.0)	17		190		5		1.0
	fond (5.5)	65		270		2		1.0
7 30/ 7/77	surface	37	11	198	178	-	1840	1
	mi-profondeur (1.5)	29	12	198	190	5	1720	2
	fond (3.1)	36	10	195	187	8	1760	-
9/12/77	surface	10	10	278	258	16		-
	mi-profondeur	10	10	256	226	13		-
	fond (5)	24	17	262	234	14		-
6/ 7/78	surface	15		200		3		1.0
	mi-profondeur (2.0)	23		190		-		1.0
	fond (3.8)	28		260		19		1.0
8 29/ 7/77	surface	12	10	160	158	23	1760	2
	mi-profondeur (2.2)	11	10	163	159	10	1720	2
	fond (4.5)	49	26	172	160	9	1620	-
9/12/77	surface	27	10	262	222	17		-
	mi-profondeur	18	10	252	180	12		-
	fond (4)	23	20	234	216	11		-

(voir suite)

Tableau 4. Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Phosphore (ug/l) (Total)	Phosphore (ug/l) (Dissous)	Azote (ug/l) (Total)	Azote (ug/l) (Dissous)	COT (mg/l)	SiO_2 (ug/l)	Chl a ug/l)
9/ 7/78	surface	98		200		8		1.0
	mi-profondeur	24		220		12		1.0
	fond (4.4)	10		210		19		1.0
9 31/ 7/77	surface	23	12	189	166	10	1820	2
	mi-profondeur (2.1)	43	16	184	173	-	1760	1
	fond (4.3)	33	35	184	171	-	1820	-
8/12/77	surface	15	10	268	222	12		-
	mi-profondeur	24	10	244	234	13		-
	fond (5)	21	10	260	244	14		-
10/ 7/78	surface	14		280		12		1.0
	mi-profondeur	9		220		1		1.0
	fond (5.0)	15		170		31		1.0
10 1/ 8/77	surface	10	10	178	173	10	1820	2
	mi-profondeur (23.0)	10	10	189	171	-	1880	2
	fond (46.6)	21	10	189	178	-	1980	-
8/12/77	surface	22	11	244	226	12		-
	mi-profondeur (5)	19	10	218	188	23		-
	fond (10)	108	21	250	222	23		-

(voir suite)

Tableau 4. Suite

Station/Date	Profondeur de l'échantillon (m)	Phosphore (ug/l) (Total)	Phosphore (ug/l) (Dissous)	Azote (ug/l) (Total)	Azote (ug/l) (Dissous)	COT (mg/l)	SiO_2 (ug/l)	Chl a ug/l)
10/ 7/78	surface	21		230		12		1.0
	mi-profondeur	8		290		20		1.0
	fond (37.5)	30		240		13		1.0
A 5/ 8/77	surface	39	10	314	290	6	360	2
	fond (2.9)	31	10	314	302	-	400	-
B 5/ 8/77	surface	16	16	254	26	5	560	4
	fond (2.0)	53	10	298	32	-	540	-
C 5/ 8/77	surface	21	10	204	194	9	1620	3
	mi-profondeur (4.5)	19	23	230	218	-	1400	-
	fond (9.4)	24	11	286	226	-	1700	-
D 5/ 8/77	surface	47	19	572	460	12	800	8
E 5/ 8/77	surface	10	21	356	344	11	360	3
	fond (2.9)	10	10	338	292	-	380	-

Tableau 5. Données sur la conductivité et les principaux ions du lac Ya-Ya et des cinq petits lacs environnants.

		Profondeur de l'échantillon (m)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	So_4 (mg/l)	CO_3 (mg/l)	HCO_3 (mg/l)	Total (mg/l)	% Erreurs	Conductivité umhos/cm
1	3/ 8/77	surface	27.6	8.3	5.8	0.96	5.5	34	0	90	172.16	6.5	231
		fond (2.0)	29.9	8.9	7.4	0.97	6.0	32	0	87	172.17	0.1	231
	7/ 7/77	surface	32	7.1	5.9	0.9	11	26	1.0	90	172.90	3.7	226
		fond (2.0)	30	7.1	6.1	1.1	11	30	1.0	94	179.30	8.5	215
2	2/ 8/77	surface	30.9	9.3	7.7	1.00	5.5	32	0	85	171.40	-2.8	227
		mi-profondeur (2.5)	28.8	8.4	5.8	0.96	6.5	42	0	81	173.46	5.4	231
		fond (5.3)	29.9	9.4	7.1	1.01	5.5	36	0	85	173.91	0.1	227
	7/ 7/78	surface	32	7.3	5.8	0.9	10.0	31	1.0	93	179.00	5.6	210
		fond (2.1)	32	7.2	6.3	0.9	9.0	25	1.0	90	170.40	1.8	210
3	2/ 8/77	surface	31.5	9.9	8.2	1.12	7.5	41	0	89	188.22	1.3	243
		fond (1.9)	31.7	9.3	7.3	1.08	7.5	36	0	90	182.88	1.3	235
	7/ 7/78	surface	34	7.3	6.9	0.9	9.0	28	1.0	181.10		2.2	210
		fond (2.5	33	7.6	6.4	1.0	15.0	26	1.0	183.00		5.0	210
4	3/ 8/77	surface	32.3	10.7	8.9	1.08	6.0	31	0	88	177.98	-6.1	237
		fond (2.2)	31.7	9.2	7.0	1.05	7.5	46	0	187.45		3.6	237
	6/ 7/78	surface	26	6.0	6.5	0.9	11.0	20	1.0	84	154.40	6.9	194
		fond (2.2)	26	6.1	8.2	0.9	13.0	23	1.0	78	155.20	4.9	183

(voir suite)

Tableau 5. Suite

		Profondeur de l'échantillon (m)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	So_4 (mg/l)	CO_3 (mg/l)	HCO_3 (mg/l)	Total (mg/l)	% Erreurs	Conductivité umhos/cm
5	2/ 8/77	surface	31.9	9.7	8.5	1.14	7.5	34	0	88	180.74	-2.0	239
		fond (2.0)	32.3	9.6	7.5	1.20	7.5	31	0	91	180.10	-1.5	238
	8/ 7/78	surface	27	6.3	8.5	0.9	11	22	1.0	85	160.70	4.5	199
		fond (2.4)	27	6.3	6.4	1.0	9	26	1.0	83	158.70	6.2	194
6	31/ 7/77	surface	30.5	9.5	8.1	1.15	8.5	32	2	89	180.75	0.8	231
		mi-profondeur (2.8)	30.3	9.5	9.0	1.12	9.0	31	0	89	178.92	-0.6	231
		fond (5.4)	32.3	9.6	8.5	1.16	10.5	41	0	91	194.06	2.9	237
	6/ 7/78	surface	27	6.3	6.8	1.0	9.0	25	1.0	83	158.10	5.4	190
		mi-profondeur (3.0)	25	6.1	7.6	1.0	11.0	23	1.0	78	151.70	5.5	194
		fond (5.5)	25	6.0	6.5	1.0	10.0	23	1.0	80	151.50	7.1	199
7	30/ 7/77	surface	30.3	9.5	8.5	1.20	9.5	42	0	87	188.00	3.4	247
		mi-profondeur (1.5)	31.7	9.5	9.3	1.18	9.0	30	0	92	182.68	-1.4	245
		fond (3.1)	33.1	9.4	8.4	1.18	22.0	42	0	94	210.08	8.9	247
	6/ 7/78	surface	29	7.0	7.4	1.1	16	24	1.0	83	167.50	4.8	220
		mi-profondeur (2.0)	30	6.7	7.6	1.1	13	21	1.0	90	169.40	3.9	215
		fond (3.8)	30	6.7	7.9	1.1	13	25	1.0	90	173.70	5.2	210
8	29/ 7/77	surface	35.5	10.5	10.8	1.32	12.0	34	6	97	207.12	-0.5	272
		mi-profondeur (2.2)	33.1	9.8	9.9	1.32	27.5	34	0	103	218.62	9.6	272
		fond (4.5)	35.3	10.2	9.5	1.26	12.0	46	8	88	210.26	2.7	272

(voir suite)

Tableau 5. Suite

		Profondeur de l'échantillon (m)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	So_4 (mg/l)	CO_3 (mg/l)	HCO_3 (mg/l)	Total (mg/l)	% Erreurs	Conductivité umhos/cm
	9/ 7/78	surface	30	7.0	7.8	1.2	11	24	1.0	85	166.00	1.4	215
		mi-profondeur	31	7.2	7.8	1.1	11	23	1.0	93	174.10	2.8	220
		fond (4.4)	31	7.3	7.6	1.1	23	16	1.0	98	184.00	8.0	220
9	31/ 7/77	surface	35.3	10.9	10.7	1.32	11.5	41	0	101	211.72	0.6	273
		mi-profondeur (2.1)	34.1	10.1	10.3	1.32	11.0	32	0	104	202.82	0.7	273
		fond (4.3)	34.5	9.9	23.3	1.32	16.0	46	0	96	227.02	-3.7	278
	10/ 7/78	surface	36	8.3	8.3	1.3	9	30	1.0	102	105.40	0.4	253
		mi-profondeur	34	8.2	8.8	1.2	13	27	1.0	102	194.20	3.2	253
		fond (5.0)	37	8.1	9.4	1.2	13	30	1.0	102	200.70	1.3	247
10	1/ 8/77	surface	36.8	11.6	12.3	1.34	11.5	36	0	94	203.54	-6.4	275
		mi-profondeur (23.0)	34.5	10.7	10.8	1.32	11.5	34	0	102	204.82	-0.5	278
		fond (46.6)	37.6	11.1	12.3	1.30	11.0	46	0	101	220.30	-1.0	282
	10/ 7/78	surface	32	7.5	7.8	1.1	10	25	1.0	98	181.40	3.4	231
		mi-profondeur	42	9.6	10.0	1.3	17	32	1.0	119	230.90	2.5	280
		fond (37.5)	42	9.6	9.6	1.4	20	31	1.0	122	235.60	4.5	290
A	5/ 8/77	surface	11.0	5.4	7.0	1.26	8.5	1	0	39	66.76	-13.2	103
		fond (2.9)	10.6	4.7	5.5	1.12	8.5	1	0	37	67.42	-9.4	103
B	5/ 8/77	surface	17.3	6.1	6.4	0.90	8.5	1	0	34	73.20	-28.9	94
		fond (2.0)	11.6	5.2	4.9	0.80	8.0	1	0	33	63.50	-16.7	121

(voir suite)

Tableau 5. Suite

		Profondeur de l'échantillon (m)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)	Cl (mg/l)	So_4 (mg/l)	CO_3 (mg/l)	HCO_3 (mg/l)	Total (mg/l)	% Erreurs	Conductivité umhos/cm
C	5/ 8/77	surface	29.4	8.2	6.4	1.01	6.0	26	0	81	158.01	-2.4	221
		mi-profondeur (4.5)	31.1	8.6	7.4	1.02	7.5	18	0	71	144.62	-13.0	236
		fond (9.4)	29.6	8.2	6.4	1.05	6.0	37	0	85	173.25	3.6	221
D	5/ 8/77	surface	12.8	7.5	5.5	1.28	8.5	5	0	44	84.58	-11.0	125
E	5/ 8/77	surface	22.3	9.1	5.5	1.11	9.5	32	0	51	130.51	-4.3	209
		fond (2.9)	23.4	9.7	6.4	1.06	9.0	55	0	51	155.56	3.1	198

Tableau 6. Résumé des données d'été et de printemps de certains paramètres illustrant les différences de qualité de l'eau d'une région à l'autre.

	Région I		Région II		Région III	
	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle	Moyenne	Intervalle
Matières en suspension (mg/l)						
été	119.7	14.4 - 274.0	20.1	8.0 - 36.8	3.0	0.3 - 10.6
printemps	120.1	105.2 - 151.2	15.1	5.0 - 31.3	7.1	0.9 - 21.0
été et printemps	119.9		17.6		5.1	
Turbidité après agitation (UTJ)						
été	74.6	12.0 - 165.0	17.5	11.0 - 26.0	3.7	0.5 - 11.0
printemps	63.2	55.0 - 82.0	11.4	5.5 - 22.0	3.9	1.2 - 10.0
été et printemps	69.3		14.5		3.8	
Turbidité après décantation (UTJ)						
été	9.1	4.5 - 15.0	6.0	5.2 - 7.0	2.3	0.3 - 5.7
printemps	13.9	10.0 - 16.0	4.8	2.5 - 8.0	1.8	0.9 5.0
été et printemps	11.3		5.4		2.0	
Transparence du disque Secchi (m)						
été	0.18	0.05 - 0.40	0.35	0.2 - 0.5	2.47	0.55 - 5.1
printemps	0.10	0.10	0.65	0.3 - 1.0	3.28	1.2 - 6.2
été et printemps	0.14		0.50		2.88	
Phosphore total (ug/l)						
été	127.1	15 - 185	46.0	19 - 73	18.2	10 - 49
printemps	168.0	98 - 331	26.8	16 - 38	26.5	8 - 98

(voir suite)

Tableau 6. Suite

	Région I			Région II			Région III		
	Moyenne	Intervalle		Moyenne	Intervalle		Moyenne	Intervalle	
Phosphore total (ug/l)									
été et printemps	146.0			36.4			27.3		
Azote total (ug/l)									
été	213.6	176 -	234	206.5	198 - 219			160 -	207
printemps	373.3	320 -	540	210.0	179 - 240		229.3	179 -	290
été et printemps	287.3			208.3			206.9		

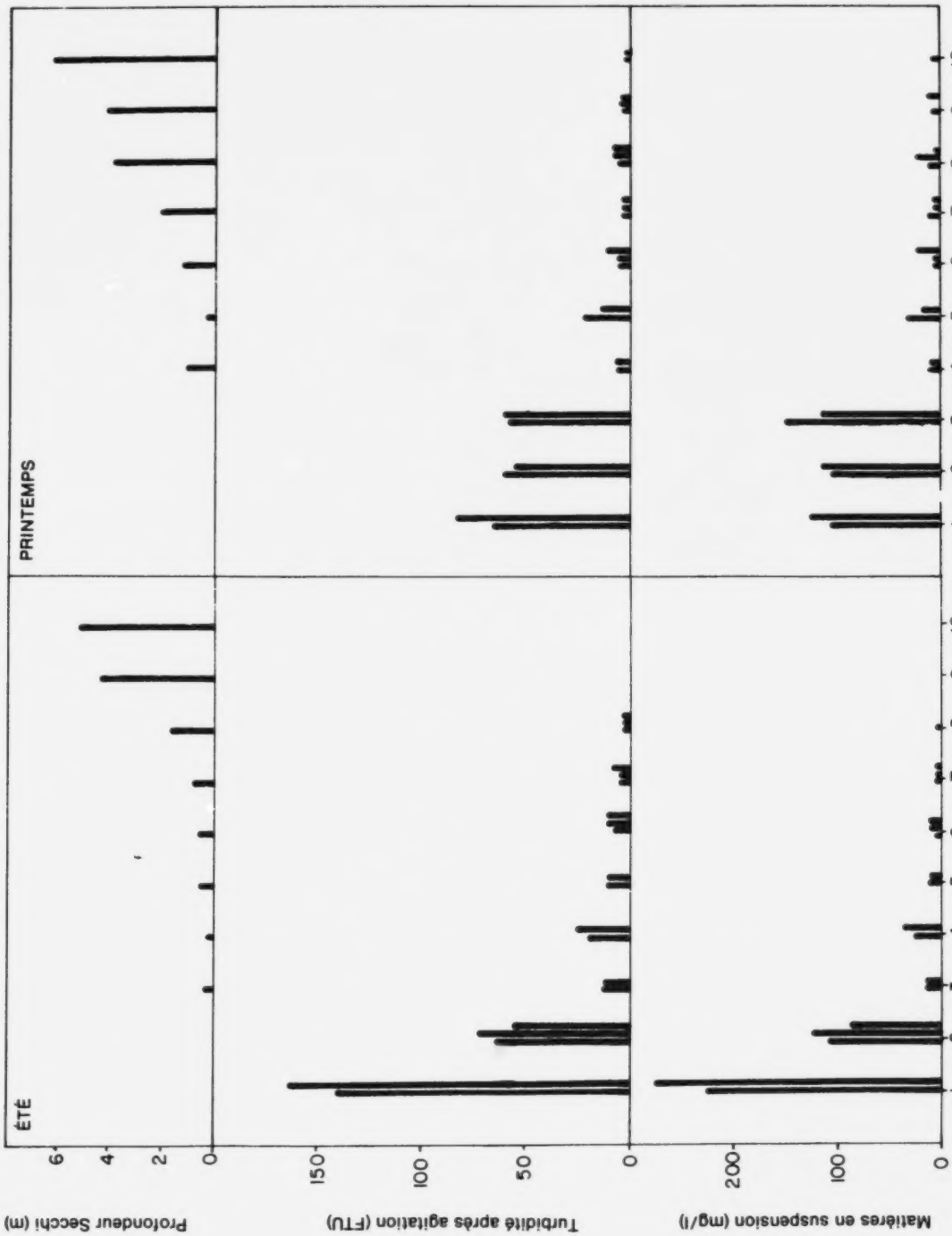

Figure 2. Matières en suspension, turbidité après agitation et profondeur Secchi dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya au cours de l'été 1977 et du printemps 1978. Les échantillons de surface, de mi-profondeur et de fond sont représentés dans l'ordre, de gauche à droite, pour chaque station.

En 1976, McCart et al, ont mesuré des concentrations de sédiments en suspension de 1.0 à 1.5 mg/l dans le bassin septentrional du lac Ya-Ya, au cours des dates d'échantillonnage de septembre, novembre et février. Ils ont recueilli leurs échantillons dans les environs de la station 10 de l'étude et les valeurs enregistrées étaient semblabes à celles relevées à cette même station, en été et au printemps. Dès le 22 septembre 1976, de Graaf et Macniak (1977) ont relevé une valeur de seulement 12 mg/l dans le chenal fluvial qui se déverse dans le lac Ya-Ya. Le 2 avril 1975, sous la glace de la fin de l'hiver, Mann (1975) a relevé une concentration de sédiments en suspension de 9.1 mg/l dans le rivière Ya-Ya qui s'écoule dans le lac du même nom. Les concentrations dans le lac, où il n'y a pas ou presque pas d'écoulement d'hiver, devraient être encore plus faibles.

Transparence (au moyen de disques de Secchi) et turbidité

La transparence de l'eau, évaluée au moyen de disques Secchi au cours de l'été et du printemps, était très faible dans les régions I et II, mais beaucoup plus élevée dans les stations de la région III (figure 2 et tableau 6). Les profondeurs Secchi n'ont pas été déterminées en hiver à cause du manque de lumière. Les données sur la région de l'étude (figure 3) présentent une relation curviligne entre les valeurs Secchi et les concentrations de sédiments en suspension; cette relation est comparable à celle décrite antérieurement par McCart et al, (1976) pour d'autres lacs de la région île Richards/lac Parsons.

Le modèle de la distribution estivale et printanière des valeurs de turbidité après agitation était semblable à celui des sédiments en suspension (figure 2). Les deux paramètres étaient en corrélation étroite dans les prélèvements de l'été 1977 (r=0.999, N=26) et du printemps 1978 (r=0.971, N=21); cependant, au cours des deux saisons, les pentes (F=15.50, p 0.05 et les moyennes ajustées (f=9.62, P 0.05) y différaient considérablement. Ni la relation d'été, ni celle du printemps n'étaient semblables à la relation globale déterminée par McCart et al, dans 23 lacs des plaines d'inondation situés dans la région de l'île Richards (figure 3).

La relation entre la turbidité après sédimentation et la turbidité après agitation est présentée par station à la figure 4. Au cours des périodes d'échantillonnage d'été et de printemps, la turbidité après sédimentation ne constituait qu'une petite partie (moins de 25%) de la turbidité après agitation dans les stations I et II où les charges de sédiments en suspension et les turbidités étaient les plus élevées. En général, cette proportion augmentait avec la distance en amont du lac et, dans la région III (stations 6-10), la turbidité après sédimentation s'élevait entre 40 et 70% de la turbidité après agitation. L'explication de ce phénomène serait probablement que, dans la région I (stations 1 à 3), où les courants sont décelables tout au long de la saison des eaux libres, les sédiments qui devraient se déposer sont maintenus en suspension et, par conséquent, représentent une proportion relativement élevée de la turbidité totale.

Il n'y a pas de données accessibles sur la turbidité en hiver mais, comme dans le cas des concentrations de sédiments en suspension, la turbidité devrait être faible et relativement uniforme dans l'ensemble du lac.

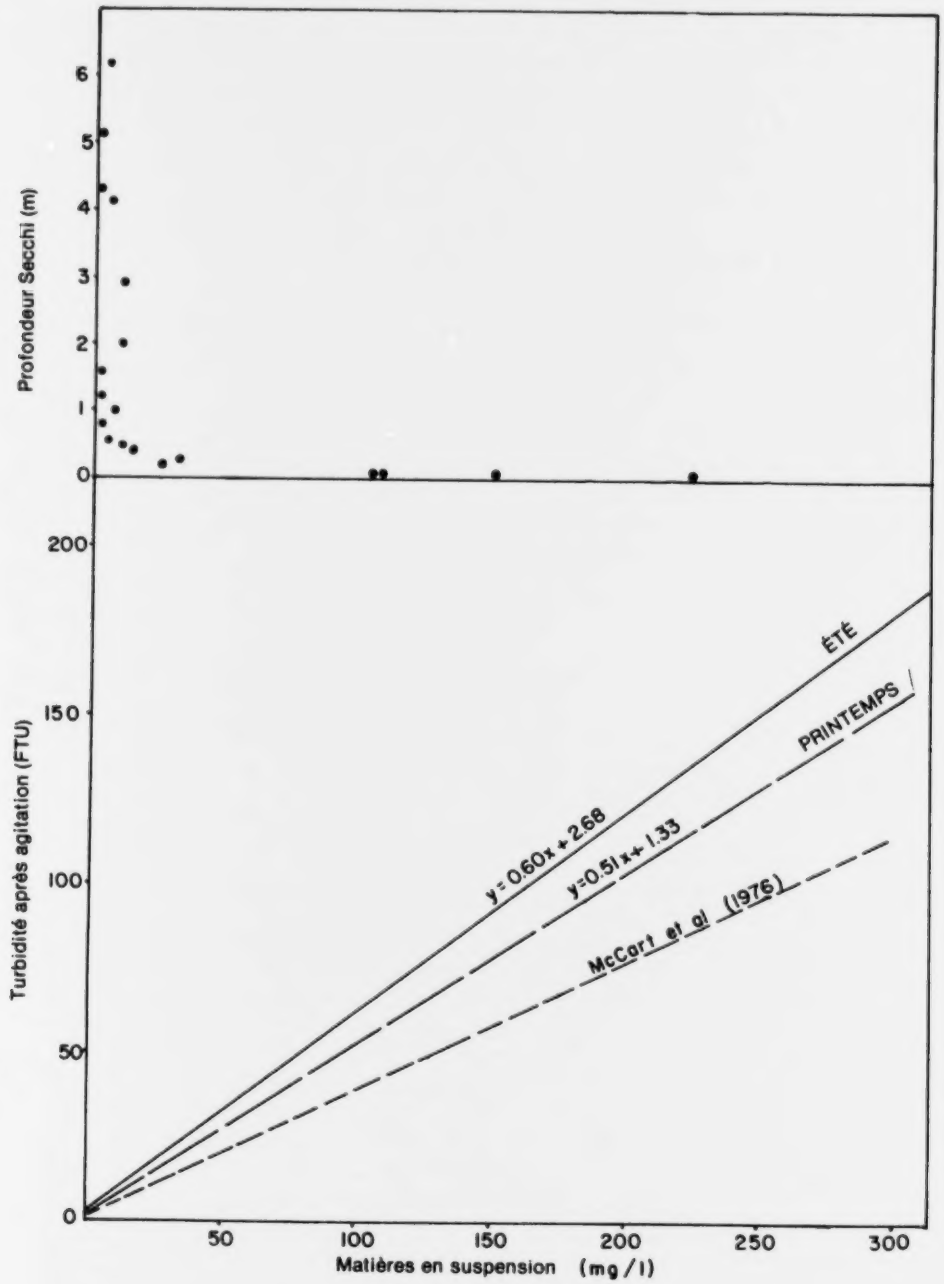

Figure 3. Relations entre les matières en suspension et la turbidité après agitation et entre les matières en suspension et la profondeur Secchi. Les données de toutes les stations et à toutes les profondeurs sont présentées pour l'été 1977 et le printemps 1978.

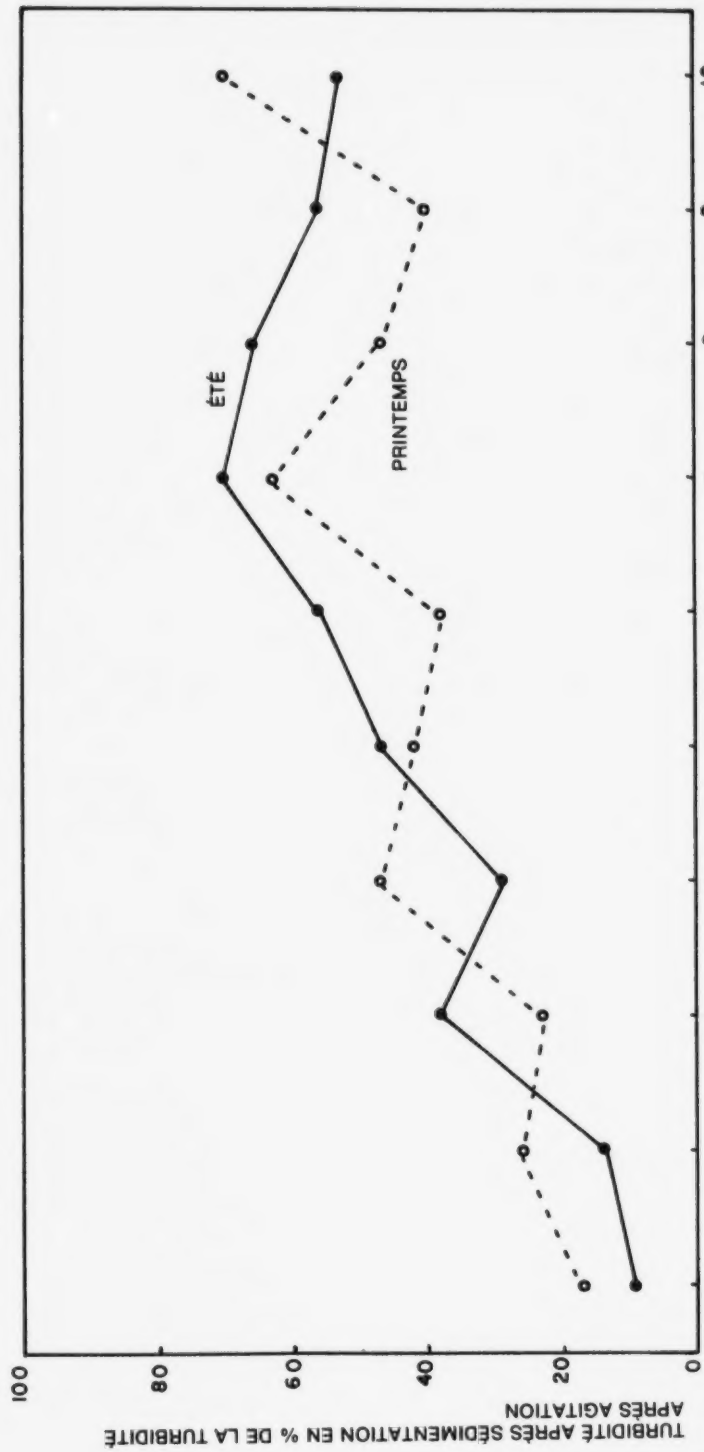

Figure 4. Turbidité après sédimentation exprimée en pourcentage de la turbidité après agitation dans le lac Ya-Ya. Les échantillons recueillis à la surface ont été utilisés dans chacune des 10 stations à l'aide des données de l'été 1977 et du printemps 1978.

Température

Les températures superficielles estivales (du 29 juillet au 5 août 1977) étaient semblables dans toutes les stations du lac Ya-Ya, et variaient de 14.0 à 18.0°C, soit une moyenne de 16°C. En général, les températures superficielles étaient les plus élevées près de l'exutoire du lac et décroissaient en direction du nord (figure 5). La station la plus profonce, n° 10, était la seule à avoir une stratification bien définie des températures de surface, de mi-profondeur et de fond, soit respectivement 14, 8 et 6°C. À l'exception de l'échantillon de fond recuelli dans la station 10 (0.5°C), les températures hivernales (du 8 au 12 décembre 1977) étaient de 0°C dans toutes les stations et à toutes les profondeurs. Les températures printanières (du 6 au 10 juillet 1978) variaient entre 3 et 16°C. Les stations 1 à 3 étaient les plus chaudes (14.5-16°C) et la station 10, la plus froide, passant de 3°C à la surface à 3.5°C dans le fond. Aucune station ne révélait une stratification bien développée.

Selon Brewer et al, (1958) les lacs d'une profondeur maximale de 4 m, dans la plaine côtière arctique de l'Alaska, sont essentiellement isothermes pendant la saison des eaux libres. Cependant, d'après Hobbie (1973), au cours de cette même saison, la stratification thermique est rare dans les lacs arctiques, mais peut avoir lieu dans les lacs plus profonds, dans des endroits relativement abrités près de la limite sud de la toundra, au cours des étés doux et calmes.

Neuf des stations d'échantillonnage du lac Ya-Ya se situent dans le bassin méridional peu profond. Sur les neuf stations, seulement quatre sont plus profondes que 4 m et aucune ne dépasse 5.5 m de profondeur. Le bassin méridional se trouve dans une région au relief généralement faible, et est exposé aux vents dominants. Ce facteur ainsi que le jaillissement d'eau du fleuve Mackenzie qui traverse le bassin peu profond, au printemps et au début de l'été, pourraient réduire la probabilité de développement d'une stratification stable. Par contraste, le bassin septentrional est plus profond (environ 46.6 m), la zone où il se trouve est plus accidentée et il n'est pas soumis au contre-courant du fleuve Mackenzie. Le 1er août 1977, ce bassin a été stratifié à la station 10. Toutefois, le 18 septembre 1975, les échantillons d'eau étaient isothermes à 8°C jusqu'à une profondeur de 18.6 m (McCart et al, 1976). S'il y a eu stratification du bassin septentrional en 1975, elle a sans doute disparu dès la mi-septembre.

OXYGÈNE DISSOUS

Au cours de toutes les périodes de prélèvement, les concentrations d'oxygène dissous étaient fortes partout dans le lac, ne passant jamais à moins de 9 mg/l et de 89% de saturation, même en hiver (figure 5 et tableau 3). Ces valeurs élevées reflètent la productivité relativement faible du bassin et du vaste réservoir d'eau oxygénée situé dans le bassin septentrional du lac. Les données de la figure 5 indiquent que la concentraion d'oxygène et la température de l'eau sont inversement corrélatives, signe que la solubilité de l'oxygène augmente lorsque la température diminue. Par conséquent, il y a d'importantes différences de concentration moyenne d'oxygène entre les périodes d'échantillonnage (tableau 7).

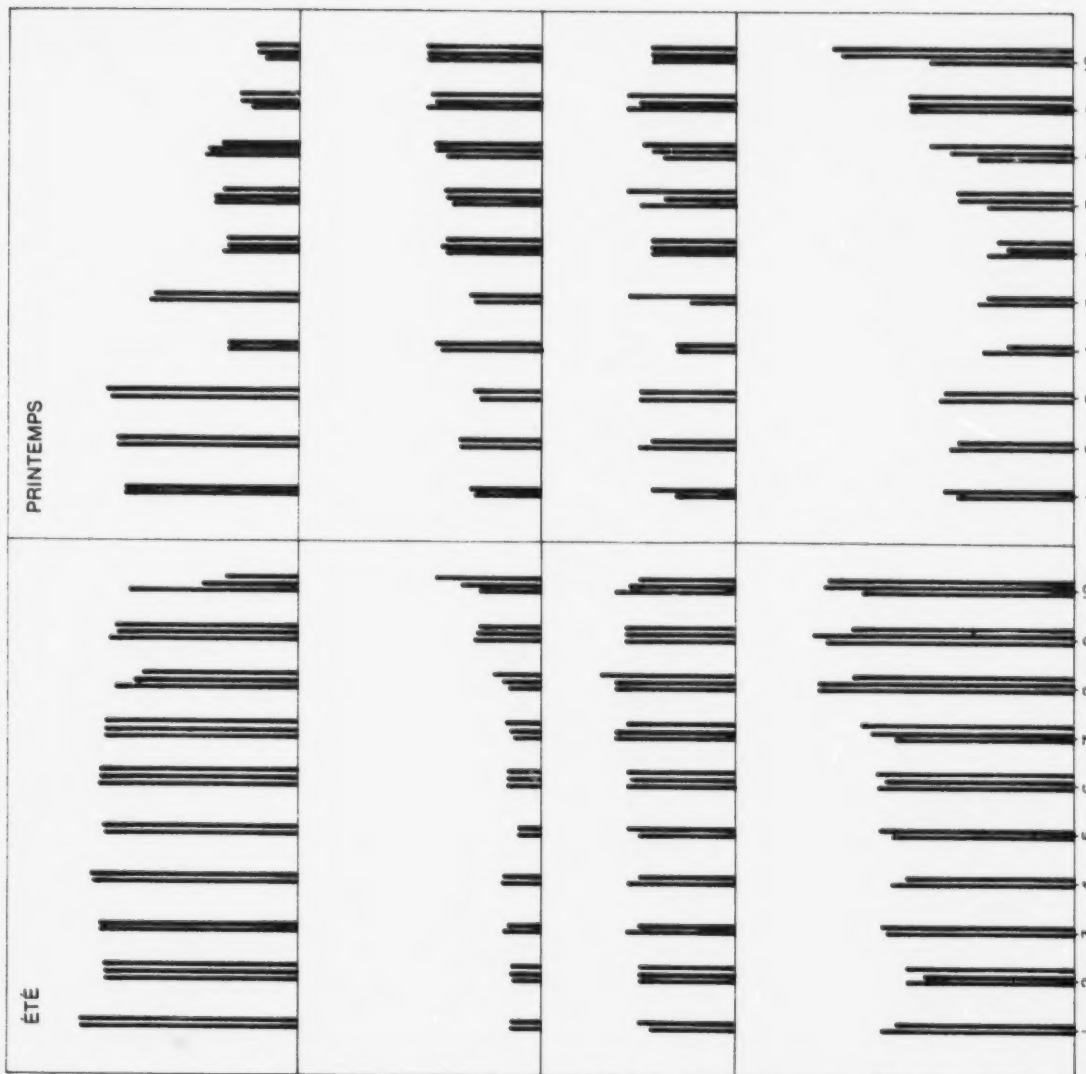

Figure 5. Température, oxygène dissous, pH et alcalinité dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya en été 1977 et au printemps 1978. Les échantillons recueillis à la surface, à mi-profondeur et dans le fond sont présentés dans l'ordre de gauche à droite, dans chaque station.

Tableau 7. Résumé des variations saisonnières de certaines caractéristiques physiques et chimiques et de la distribution verticale de la chlorophylle a dans le lac Ya-Ya. Les données proviennent des stations 1 à 10. Les moyennes sont calculées pour tous les échantillons (c.-à-d., à toutes les profondeurs dans toutes les stations).

Paramètre	Saison	n	Moyenne	D.S.	Intervalle			Test - T
Oxygène dissous	été	26	9.76	0.82	9	-	12.4	21.974^{*1}_{2}
	hiver	21	13.83	0.24	13.2	-	14.2	9.873^{*3}
	printemps	25	11.90	0.72	10.6	-	12.8	11.791^{*}
pH	été	26	7.89	0.09	7.7	-	8.1	5.544^{*2}
	printemps	25	7.71	0.13	7.4	-	7.9	
Alcalinité (mg/l)	été	26	92.4	6.5	81	-	104	7.466^{*2}
	printemps	25	75.9	9.1	64	-	100	
Silice réactive (ug/l)	été	26	1860.0	135.2	1620	-	2280	
Carbone organique Total (mg/l)	été	14	10.0	4.5	1	-	23	3.850^{*1}_{2}
	hiver	21	15.2	3.3	11	-	23	1.109^{*3}
	printemps	24	12.4	7.2	1	-	31	1.590^{*}
Chlorophylle a (ug/l)	été surface	10	2.7	1.2	1	-	5	2.709*
	mi-profondeur èt fond	11	1.4	0.8	0	-	2	

* indique que les moyennes diffèrent considérablement. p 0.05

1 rapport été-hiver

2 rapport été-printemps

3 rapport hiver-printemps

Il y a eu quelques cas de sursaturation d'oxygène, probablement causés par une erreur d'échantillonnage, surtout dans les prélèvements des stations de la région 1. Ces échantillons étaient fortement turbides et il était difficle de déterminer les points de virage exacts.

pH

Les valeurs du pH en été et au printemps (tableau 7 et figure 5) variaient entre 7.4 et 8.1 et étaient toutes alcalines. Au cours de l'été 1977, elles croissaient en direction de la partie supérieure du lac. Les valeurs étaient les plus faibles dans la région 1 qui est directement influencée par le fleuve Mackenzie et les valeurs les plus élevées ont été enregistrées dans la région III, la zone-témoin. Cette tendance n'était pas aussi marquée au printemps de 1978 même si les valeurs du pH les plus élevées ont alors été relevées dans les régions II et III. La valeur moyenne du pH en été (7.89) était très supérieure à celle relevée au printemps (7.71) (tableau 7).

Selon McCart et al, (1976), les valeurs mesurées du pH étaient de 7.8 à 8.3 en automne et en hiver dans le bassin septentrional du lac Ya-Ya. Ces valeurs sont légèrement supérieures à celles enregistrées (de 7.7 à 8.0) au cours de l'étude, pendant la saison des eaux libres, dans la station 10 du bassin septentrional.

Alcalinité

En été et au printemps, l'acalinité (tableau 7 et figure 5) variait entre 64 et 104 mg/l. Au cours des périodes d'échantillonnage estivales et printanières, le tracé de la variation longitudinale d'alcalinité ressemblait beaucoup à celui du pH, les valeurs les plus élevées ayant été relevées dans la région III, loin de l'influence du fleuve Mackenzie (figure 5). Cette similitude n'est pas surprenante puisque l'alcalinité est la mesure de la quantité et des sortes de composés qui élèvent le pH à des valeurs légèrements supérieures à 7.0.

L'acalinité moyenne au cours de l'été 1977 (92.4 mg/l) était considérablement supérieure à celle du printemps 1978 (75.9 mg/l) tableau 7).

Phosphore

En été (1977) et au printemps (1978), les concentrations de phosphore total étaient en corrélation positive avec les concentrations de sédiments en suspension ($r = 0.77$ et 0.81, respectivement). Par conséquent, au cours de l'été et du printemps, les concentrations les plus fortes ont été enregistrées dans les zones les plus turbides du lac de la région I, décroissaient dans le région II et devenaient minimales dans la région III (figure 6). En hiver, alors que les concentrations de sédiments en suspension étaient relativement uniformes dans tout le lac, les concentrations de phosphore total l'étaient aussi, sauf das la station 10 (figure 6) où un niveau exceptionnellement élevé a été enregistré dans un prélèvement fait en profondeur.

La comparaison des concentrations moyennes de phosphore total, relevées dans tous les échantillons de toutes les régions, en été et au printemps (tableau 6), démontre que, malgré la similitude des concentrations de phosphore total dans les régions II et III (t = 1.16), ces deux dernières révélaient des concentrations moyennes très inférieures à celles de la région I (t = 4.01 et 8.22, respectivement). Étant donné que les concentrations de phosphore total dissous (PTD) étaient semblables d'une région à l'autre (figure 6), les différences régionales de phosphore total (PT) sont presque entièrement dues à la fraction de phosphore particulaire. Dans l'ensemble, les concentrations de PDT ne représentaient, en moyenne, que 34% des concentrations du PT, au printemps et en été, et 69%, en hiver (selon les échantillons dans lesquels le PDT et le PT pouvaient être décelés).

Dans les échantillons recueillis en été 1977, les concentrations moyennes de phosphore total dissous étaient de 13.4 + 6.0 ug/L (intervalle 10-35 ug/L et, en hiver, de 11.8 + 3.3 ug/L (intervalle 10-31 ug/L). La différence n'était pas significative (t = 1.14, P 0.05).

Dans les cas où il y avait des différences marquées de phosphore total ou de phosphore total dissous selon la profondeur, les prélèvements effectués près du fond comptaient les plus fortes concentrations (figure 6). Mentionnons pour exemples les concentrations élevées de phosphore total relevées, en hiver, dans les échantillons du fond de la station 10 et les concentrations élevées de phosphore total dissous dans les échantillons d'été, dans les stations 6, 8 et 9 et, dans les échantillons d'hiver, dans les stations 7, 8 et 10.

Les concentrations de phosphore total et de phosphore total dissous dans le lac Ya-Ya sont relativement faibles et sont typiques des lacs des régions arctiques (tableau 8). Ces faibles concentrations peuvent limiter gravement la production primaire dans ces lacs, puisque le phosphore est généralement un facteur limitatif dans les écosystèmes aquatiques où les substances nutritives se trouvent en petites quantités.

Azote

Comme dans le cas du phosphore total, les concentrations d'azote total, en été 1977 et au printemps 1978, étaient en corrélation positive avec les concentrations de sédiments en suspension (r = 0.58 et 0.71, respectivement). Par conséquent, les concentrations avaient tendance à être maximales aux stations de la région 1 et minimales, dans les régions II et III (figure 6). Par contraste, en hiver, alors que les concentrations de sédiments en suspension auraient dû être relativement uniformes dans l'ensemble du lac, les concentrations d'azote total étaient généralement plus fortes dans la région II que dans la région I ou III (figure 6).

La comparaison régionale des concentrations moyennes d'azote total relevées dans tous les échantillons estivaux et printaniers (tableau 6) indique une configuration semblabe à celle du phosphore total. Malgré l'uniformité des concentrations d'azote total dans les régions II et III (t = 0.35), ces deux régions présentaient des concentrations beaucoup plus faibles que celles de la région I (t = 2.82 et 4.13, respectivement). La comparaison de l'azote total (AT) et de l'azote total dissous (ATD) révèle que, contrairement au phosphore, seule une petite partie de l'azote total est associée à la fraction particulaire. En général, les concentrations moyennes d'ATD représentaient environ 94% des concentrations d'AT au printemps et en été et 84%, en hiver.

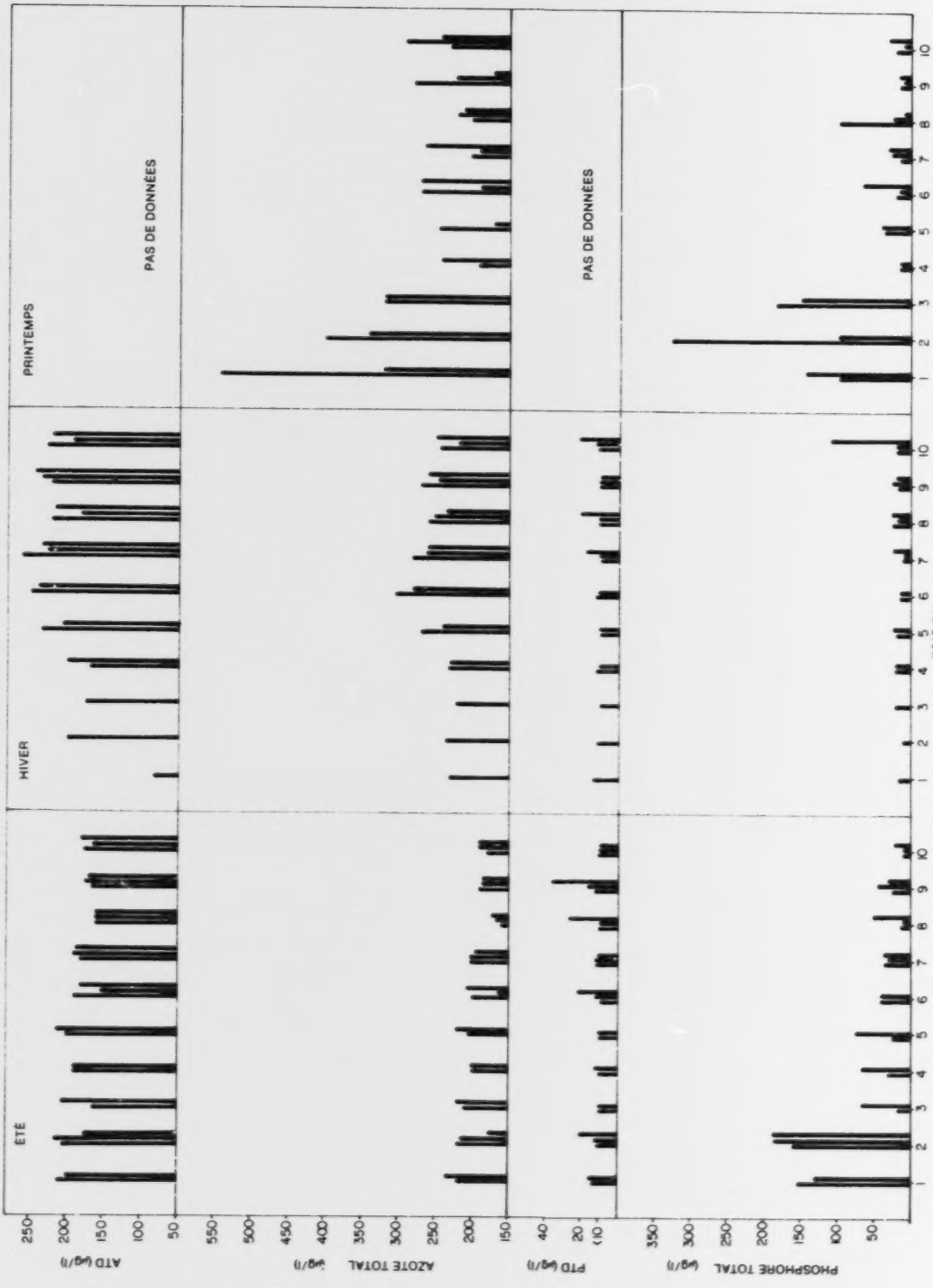

Figure 6. Concentrations de phosphore total, d'azote total, de phosphore total dissous et d'azote total dissous dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya, en été et en hiver 1977, et au printemps 1978. Les échantillons de surface, de mi-profondeur et du fond sont représentés dans l'ordre, de gauche à droite, dans chaque station.

Tableau 8. Résumé des concentrations de substances macro-nutritives relevées au cours d'autres études dans l'Arctique. Les chiffres désignent les moyennes ± S.E. (intervalle)

Région/Lacs	Période	Nombre de lacs	ATD (ug/l)	PDT (ug/l)	SiO_2 (ug/l)
RÉGION DE L'ÎLE TAGLU-RICHARDS ET DU LAC PARSON (McCart et al, 1976)					
Bas-plateaux	août-septembre 1975	13	279± 17.4 (176-358)	(30-41)	354±127 (110-1840)
	novembre 1975	13	421± 29.4 (268-624)	(30)	400±114 (80-1656)
	février 1976	13	664± 89.2 (260-1360)	(30-31)	1160±221 (360-2750)
Plaine d'inondation	août-septembre	7	203± 18.9 (168-294)	(30-34)	1336±222 (690-1900)
	novembre 1975	7	306± 23.7 (228-430)	(30)	1787±288 (710-2590)
	février 1976	7	484± 71.9 (330-885)	(30-50)	3166±734 (1510-6600)
LACS DE LA VALLÉE DU MACKENZIE PRÈS DE LA RÉGION À L'ÉTUDE (Brunskill et al, 1973)					
Bas-plateaux	mars-novembre 1971-72	2	(574-644)	(12.7 - 18.3)	(168-216)
Plaine d'inondation	mars-novembre 1971-72	1	(26.6-336)	(5.3-25.7)	(2043-4568)
LACS CHAR ET RÉSOLUTION SUR L'ÎLE CORNWALLIS (Schindler et al, 1974)					
	été 1971	2	(65-146)	(1.0-44.0)	(219-330)
LACS DE L'EXTRÊME ARCTIQUE (Sekerac et Graves, 1975)					
	mai-juin 1974	21	(83-392)	(2.0-61.0)	(99-1420)
LAC STANWELL-FLETCHER (de March et al, 1977)					
	mai-septembre 1976	1	(82-154)	(0.7-1.9)	(209-250)

Les concentrations moyennes d'azote total dissous étaient de 183.0± 18.6 ug/L (intervalle 152-215 ug/L) au cours de l'été 1977 et de 210.6±38.8 ug/L (intervalle 80-258 ug/L) au cours de l'hiver, soit une différence significative (t = 3.21, P 0.05).

Les concentrations d'ATD du lac Ya-Ya sont comprises dans l'intervalle des concentrations enregistrées dans les autres lacs arctiques des Territoires du Nord-Ouest (tableau 8). Les valeurs relevées dans la station 10, en décembre, (de 188 à 226 ug/L) sont légèrement inférieures à celle (de 216 à 280 ug/L) recueillies par McCart et al, dans la même région, en novembre 1975 et en février 1976.

Silice réactive

La silice est une substance nutritive extrêmement importante pour les bacillariées (diatomées), un des principaux groupes phytoplanctoniques du lac Ya-Ya, car elle est le principal constituant de leurs frustules siliceuses. Les concentrations enregistrées au cours de cette étude (figure 7 et tableau 7) sont, en général, plus faibles que celles relevées par McCart et al, (1976) en automne et en hiver (de 1620 à 2280 ug/L) dans le bassin septentrional du lac Ya-Ya; cependant, elles sont comprises dans l'intervalle établi pour les lacs des plaines d'inondation de la région du delta du Mackenzie, et sont supérieures à celles relevées pour les lacs des bas-plateaux situés dans le nord de la vallée Mackenzie et à celles pour les lacs dans l'est de l'Arctique (tableau 8).

Carbone organique total

Les concentrations de carbone organique total (COT) passaient de moins 1 à 31 mg/L, mais il n'y avait aucune tendance évidente de variabilité dans le lac (figure 7). La concentration moyenne en hiver (15.2 mg/L) était supérieure à celle de l'été (10.0 mg/L) et du printemps (12.4 mg/L) mais seule la différence entre la concentration d'hiver et celle d'été était significative (tableau 7).

Chlorophylle-a

Les concentrations de chlorophylle-a témoignent de la productivité relative des eaux du lac. Dans le lac Ya-Ya, les concentrations printanières de chlorophylle-a n'étaient pas décelables. Aucun échantillonnage n'a été effectué au cours de l'hiver, au moment où les populations phytoplanctoniques étaient minimales. En été (figure 7), les concentrations étaient maximales dans les eaux superficielles de la station I, et généralement plus élevées dans les régions I et II, les zones les plus turbides du lac, que dans la région III, la zone moins turbide. Dans la plupart des stations, notamment celles des régions I et II, les concentrations de chlorophylle dans les eaux superficielles étaient supérieures à celles recueillies dans le fond ou à mi-profondeur (figure 7 et tableau 7) où l'intensité lumineuse est plus faible.

Les concentrations estivales dans le lac Ya-Ya, qui variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection et 5 mg/m^3, soit une moyenne de 2.0 mg/m^3, sont légèrement plus élevées que celles relevées dans plusieurs lacs arctiques non-pollués. Selon Hobbie (1973), "dans les lacs arctiques, les concentrations de chlorophylle sont toujours faibles." Par exemple, en mai, les concentrations dans le lac Char étaient maximales (0.69 mg/m^3). En 1958 et 1959, au cours de la saison des eaux libres dans le lac Shrader, les concentrations se sont élevées en moyenne à respectivement 0.70 et 0.98 mg/m^3 et ont atteint un sommet variant de 0.53 à 1.60 mg/m^3, à la mi-juillet (Hobbie, 1962). Le lac Maretta pollué, près du lac Char, variait habituellement entre 3 et 5 mg/m^3, mais a atteint une concentration maximale de 24 mg/m^3 au moment où des eaux usées dégelées ont commencé à se déverser dans le lac (Kalff et al, 1972).

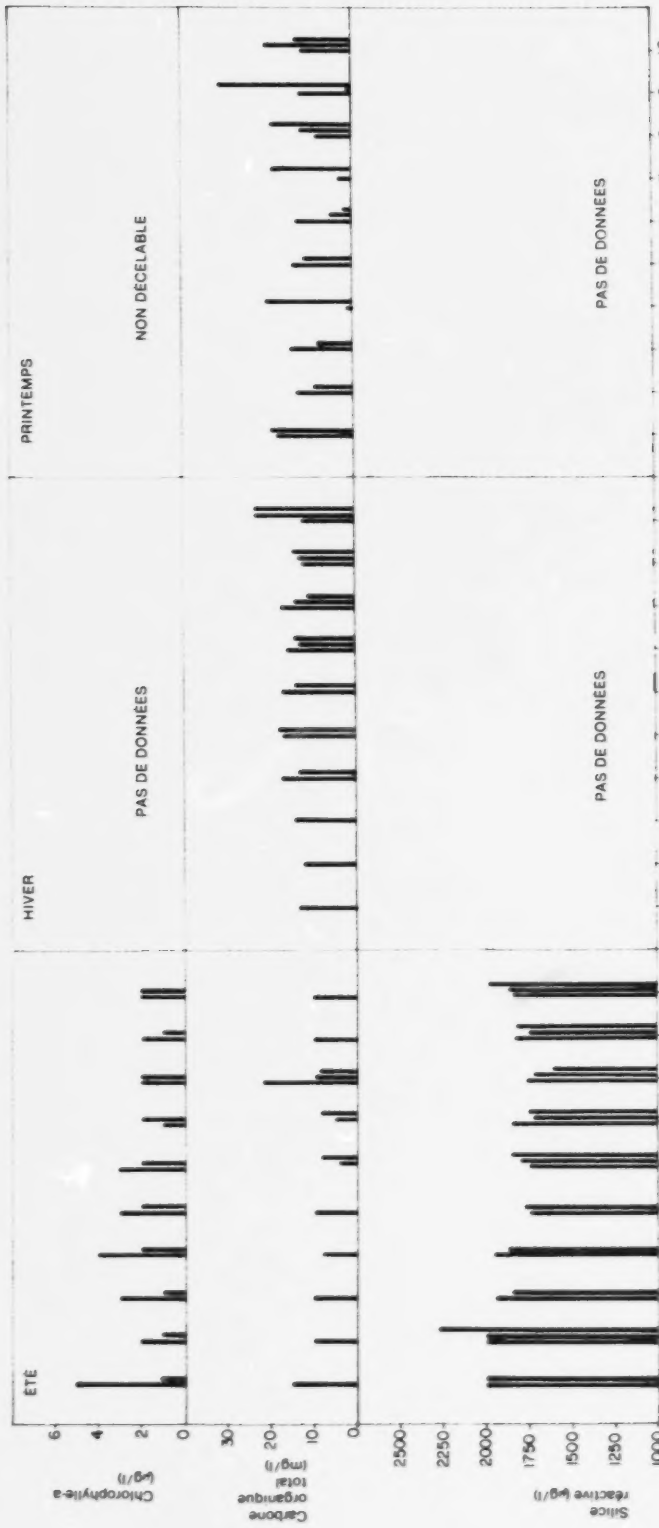

Figure 7. Concentrations de silice réactive, de carbone organique total et de chlorophylle-a dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya au cours de l'été et de l'hiver 1977 et du printemps 1978. Les échantillons de surface, de mi-profondeur et de fond sont représentés dans l'ordre, de gauche à droite, dans chaque station.

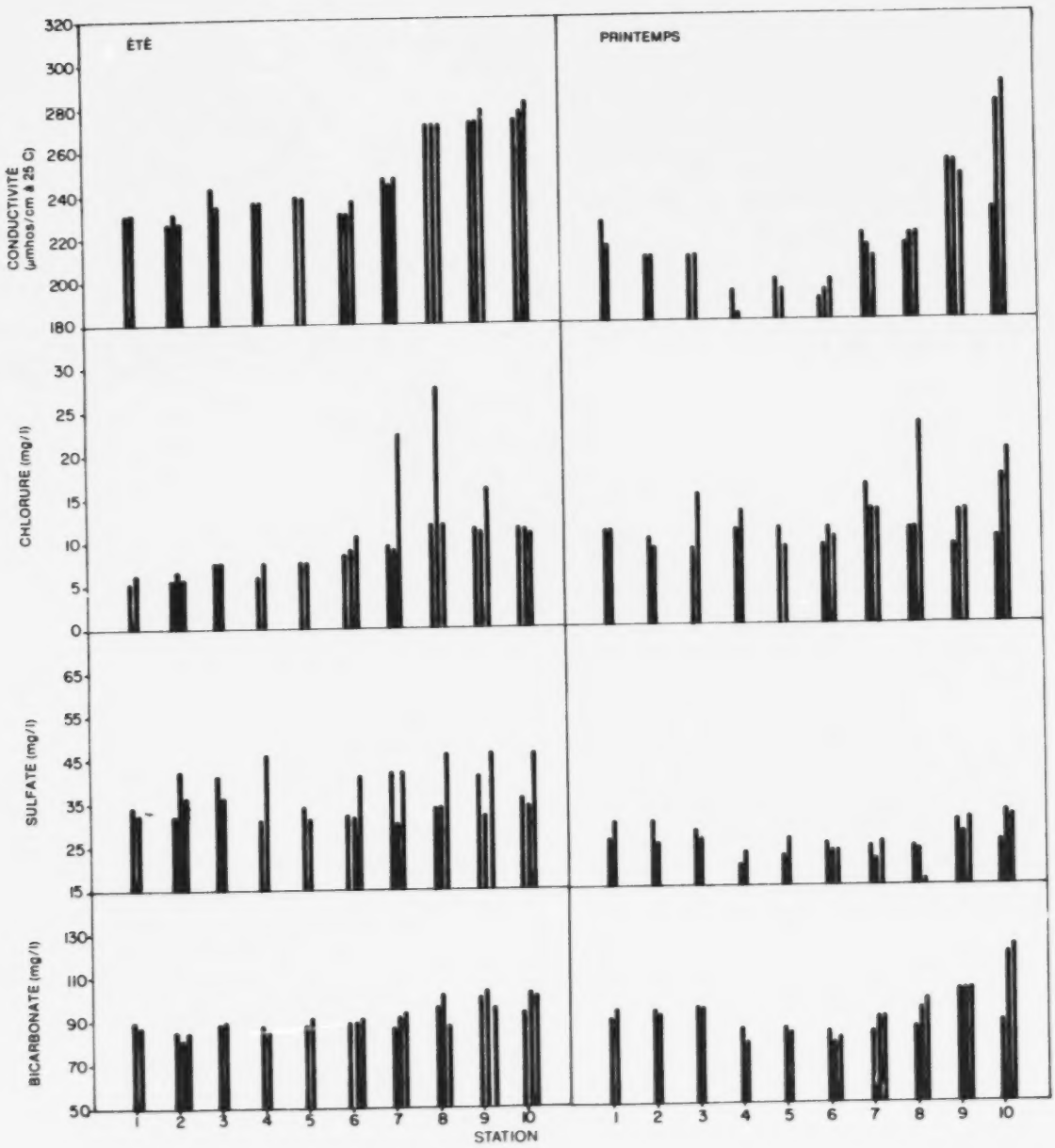

Figure 8. Conductivité et concentrations des principaux ions dans toutes les stations et à toutes les profondeurs du lac Ya-Ya, au cours de l'été 1977 et du printemps 1978. Les échantillons de surface, de mi-profondeur et de fond sont représentés dans l'ordre, de gauche à droite, dans chaque station. (Voir suite).

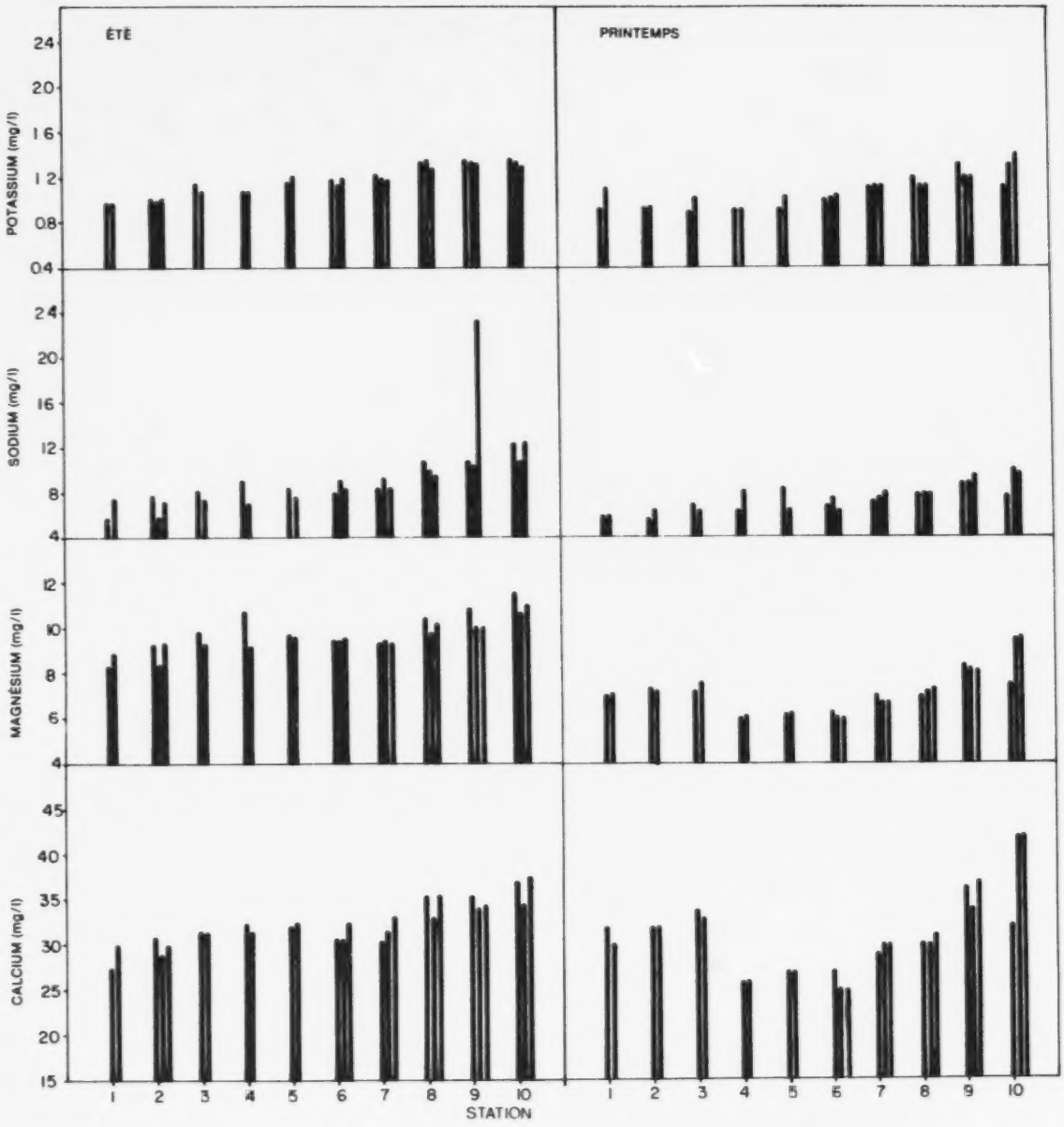

Figure 8. Suite

Tableau 9. Résumé et comparaison saisonniers de la conductivité et des principaux ions du lac Ya-Ya. Les moyennes ont été calculées pour toutes les profondeurs dans toutes les stations. Les comparaisons d'essai T se font entre les moyennes estivales et printanières et l'astérisque indique que les moyennes diffèrent de façon significative (p 0.05).

Paramètre	Saison	Moyenne	Profondeur	Intervalle	Essai T
Conductivité (umhos/cm)	été	249.6	19.7	227- 282	4.575*
	printemps	219.5	26.9	183 - 290	
Calcium (mg/l)	été	32.4	2.5	27.6- 37.6	1.208
	printemps	31.2	4.6	25.0- 42.0	
Magnésium (mg/l)	été	9.79	0.78	8.3 - 11.6	10.470*
	printemps	7.20	0.98	6.0 - 9.6	
Sodium (mg/l)	été	9.34	3.32	5.8 - 23.3	3.582*
	printemps	7.54	1.18	5.8 - 10.0	
Potassium (mg/l)	été	1.17	0.13	0.96- 1.34	2.743*
	printemps	1.06	0.14	0.90- 1.40	
Chlorure (mg/l)	été	10.19	5.07	5.5 - 27.5	1.731
	printemps	12.32	3.54	9.0 - 23.0	
Sulfate (mg/l)	été	37.0	5.5	30-46	8.752*
	printemps	25.4	3.8	16-32	
Bicarbonate (mg/l)	été	91.81	6.25	81-104	0.252
	printemps	92.44	11.13	78-122	

Les fortes concentrations de chlorophylle-a mesurées dans les régions les plus turbides (régions I et II) étaient inattendues. Elles résultaient probablement de l'interférence de la turbidité dans la méthode d'analyse. Une anlyse des concentrations de chlorophylle-a en relation avec la productivité primaire sera présentée ultérieurement dans le chapitre sur le phytoplancton.

Conductivité et concentrations des principaux ions

Les eaux du lac Ya-Ya et du fleuve Mackenzie sont bicarbonatées, avec une prédominance caractéristique des ions Ca et HCO_3, (figure 8). La conductance spécifique (conductivité) de ces eaux est étroitement proportionnelle aux concentrations des principaux ions (Juday et Birge, 1933; Rhode, 1949) et, par conséquent, la conductivité. Peut servir à illustrer les différences de concentration d'ions dans les nappes d'eau. En été, la conductivité variait entre 227 et 282 umhos (tableau 9). La conductivité était minimale dans la région I et augmentait dans les régions II et III. Au printemps 1978, la conductivité variait entre 183 et 290 umhos (tableau 9). La plus faible a été relevée dans la station 4, augmentait en direction de la station I et devenait encore plus élevée vers la station 10. Ces tendances reflètent sans doute le déversement des eaux provenant du fleuve Mackenzie, l'apport d'eau le plus important de la région I, et celui des eaux provenant des régions environnantes, l'apport le plus important de la région III. Au cours de deux années, le mode de variation des concentrations ioniques indiqué par les valeurs de conductivité se reflète dans les compositions de la plupart des ions individuels (figure 8). Au cours de l'été 1977, période relativement stable, la comparaison des proportions relatives des principaux ions (figure 9) dans les stations 1 et 10 révèle que cette dernière station dénote une représentation plus forte de tous les principaux ions, notamment Na^+ et K^+ parmi les cations et Cl^- parmi les anions.

La conductivité moyenne était beaucoup plus forte en été 1977 qu'au cours de la période d'échantillonnage du printemps 1978, (tableau 9). Cette différence saisonnière de conductivité se traduisait par des différences dans les concentrations d'ions de magnésium, de sodium, de potassium et de sulfate, mais non pas dans celles de calcium et de bicarbonate, les ions dominants, ou de chlorure (tableau 9).

Il n'existe pas de données décrivant la conductivité ou les concentrations de principaux ions au cours de l'hiver de la période de l'étude. Cependant, McCart et al, (1976) ont établi que, dans le bassin septentrional du lac Ya-Ya aux environs de la station 10, la conductivité augmentait depuis la mi-septembre (266 umhos) à la fin février (315 à 335 umhos).

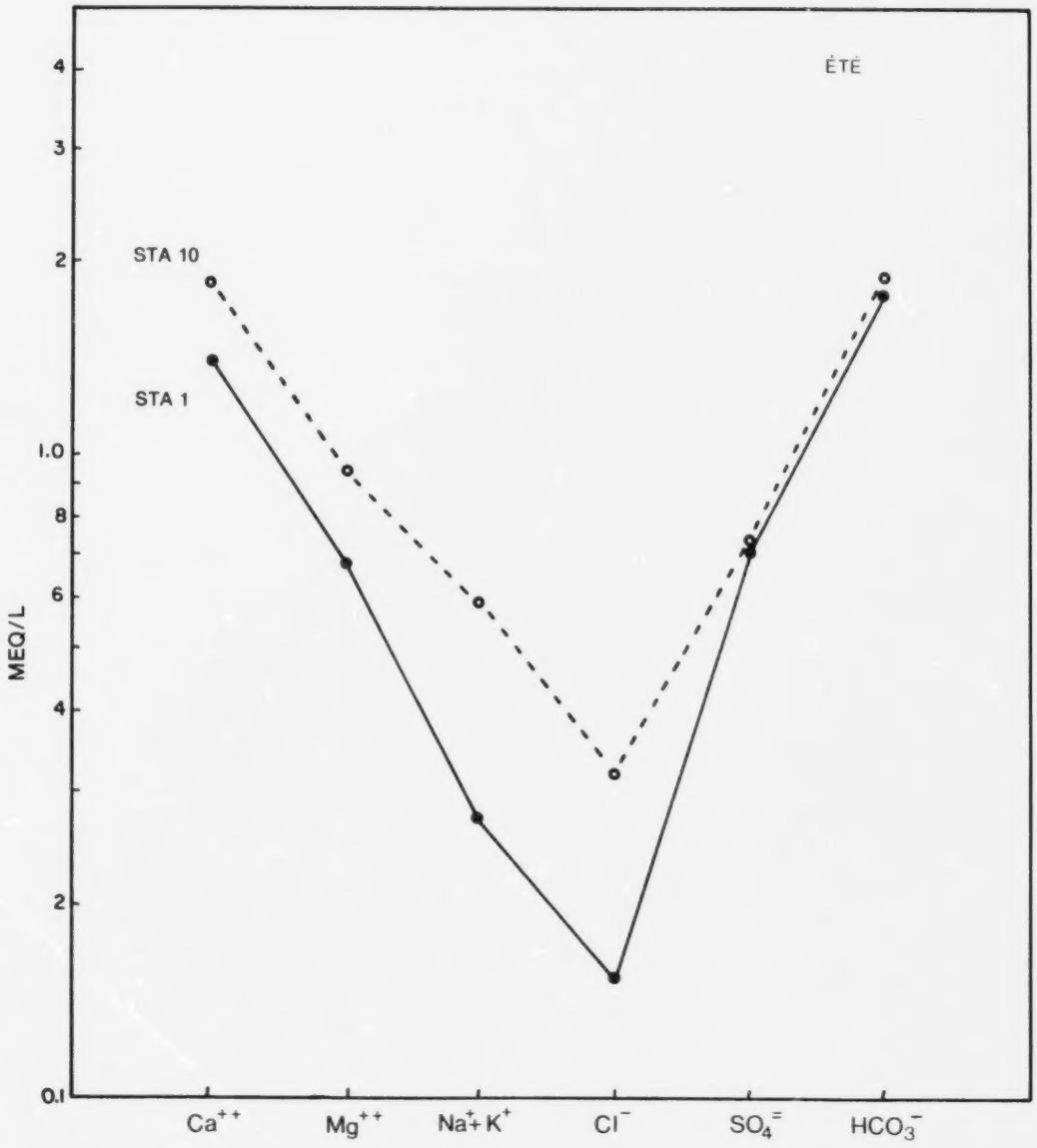

Figure 9. Concentrations relatives (milliéquivalents par litre, meq/l) des principaux ions dans les eaux superficielles des stations 1 à 10 du lac Ya-Ya, en été 1977.

Les cinq petits lacs

En été, un prélèvement a été effectué dans chacun des cinq petits lacs des environs du lac Ya-Ya à des fins de comparaison avec ce dernier. Les données sur ces lacs sont présentées à la suite des données sur le lac Ya-Ya, aux tableaux 3, 4 et 5. Les données sur les matières en suspension et la turbidité étaient semblables ou légèrement inférieures à celles de la région III, cette partie du lac Ya-Ya non perturbée par l'envasement. Par conséquent, les données sur les cinq petits lacs ont été comparées avec celles de la région III (tableau 10).

Le pourcentage de saturation d'oxygène était légèrement plus élevé dans les cinq petits lacs et les valeurs pH et d'alcalinité étaient beaucoup plus faibles, sans aucun recoupement des intervallles.

La conductivité et la concentration moyenne des principaux ions étaient plus faibles dans chacun des cinq petits lacs. En fait, les intervalles des concentrations de Na et d'HCO_3 ne se recoupaient pas, tandis que ces intervalles de conductivité, de Ca et de Cl se recoupaient légèrement. La plupart des concentrations équivalentes ont été recueillies dans le lac C qui apparemment, ressemblerait plus au lac Ya-Ya que les autres.

Tableau 10. Comparaison entre la qualité de l'eau de la région 111 du lac Ya-Ya et des 5 petits lacs environnants, en été. Les moyennes ont été calculées pour toutes les profondeurs d'échantillonnage.

Paramètre	Lacs A-E moyenne	Lacs A-E intervalle	Lac Ya-Ya moyenne	Région III intervalle
Matière en suspension	2.23	0.3 - 4.6	3.00	0.3 - 10.6
Turbidité - après agitation	2.9	1.2 - 7.1	3.7	0.5 - 11.0
- après sédimentation	1.9	0.8 - 4.4	2.3	0.3 - 5.7
Oxygène dissous	10.5	8.5 - 12.2	10.1	9.2 - 12.4
Pourcentage de saturation d'oxygène	107.7	94 - 117	98.0	92 - 108
pH	7.2	6.9 - 7.4	7.9	7.8 - 8.1
Alcalinité	52.6	33 - 85	96.3	87 - 104
Phosphore total	27.0	10 - 53	28.2	10 - 49
PTD	14.0	10 - 23.0	14.3	10 - 35
Azote total	316.6	204 - 572	184.5	160 - 207
ATD	238.4	26 - 460	172.5	152 - 190
SiO_2	812	360 - 1700	1792.0	1620 - 1980
TOC	8.6	5 - 12	9.7	4 - 23
Chl a	4	2 - 8	1.9	1 - 3
Conductivité	163.1	94 - 236	260.9	231 - 282
Ca	19.91	10.6 - 31.1	33.66	30.3 - 37.6
Mg	7.27	4.7 - 9.7	9.53	8.1 - 10.9
Na	6.14	4.9 - 7.4	10.78	8.1 - 23.3
K	1.061	0.80 - 1.28	1.254	1.12 - 1.34
Cl	8.0	6.0 - 9.5	12.8	8.5 - 27.5
SO_4	17.7	1 - 55.0	37.8	30 - 46
HCO_3	52.6	33 - 85	95.2	87 - 104

La gamme des valeurs sur les substances nutritives dans les cinq petits lacs recoupe celle de la région 111 du Lac Ya-Ya et les concentrations de phosphore et de COT sont comparables. Les concentrations d'azote et de chlorophylle -a sont plus élevées dans les cinq petits lacs, notamment dans le lac D, et celles de SiO_2 sont généralement plus faibles, les plus semblables se situant dans le lac C.

Pour résumer, les cinq petits lacs des environs du lac Ya-Ya comptent des niveaux de sédiments en suspension assez comparables à ceux de la région du lac Ya-Ya non perturbée par l'envasement. En général, par contre, la qualité de l'eau des petits lacs, à l'exception du lac C, est très différente de celle du lac Ya-Ya.

Conclusions

1. D'après les sédiments en suspension et la turbidité, le lac Ya-Ya peut se diviser en trois: les régions 1 (stations 1-3), 11 (station 4-5) et 111 (stations 6-10) qui, en fonction des effets de l'envasement, sont respectivement des zones d'impact maximal, modéré et nul.

2. D'après les données combinées d'été et de printemps, les concentrations de sédiments en suspension diffèrent considérablement d'une région à l'autre et s'élèvent en moyenne à 119.9 mg/l (région 1), 17.6 mg/l (région 11) et 5.1 mg/l (région 111).

3. Il existe une relation curviligne entre les valeurs Secchi et les concentrations de sédiments en suspension, semblable à celle établie par McCart et al, (1976).

4. Selon les échantillons estivaux (1977) et printaniers (1978), les valeurs de la turbidité après agitation et des sédiments en suspension sont en corrélation très étroite.

5. La turbidité après sédimentation ne constituait qu'une petite partie de la turbidité après agitation dans la région 1, cette proportion augmentant en direction de la partie supérieure du lac. Les courants décelables dans la région 1, au cours de la saison des eaux libres, semblaient maintenir en suspension les sédiments qui auraient dû se déposer.

6. En été 1977, le bassin septentrional du lac Ya-Ya était stratifié thermiquement. Cependant, au cours de la période d'étude il n'y a pas eu de stratification dans le bassin méridional, moins profond et moins abrité. En général, les températures les plus élevées de l'eau ont été enregistrées près de l'exutoire du lac, en été et au printemps.

7. Les concentrations d'oxygène dissous étaient fortes dans l'ensemble du lac au cours de chaque période d'échantillonnage, ne tombant jamais en-dessous de 9 mg/l et 89% de saturation.

8. Les valeurs de pH en été et au printemps variaient entre 7.4 et 8.1, soit toutes alcalines. Les valeurs de pH avaient tendance à augmenter vers la partie supérieure du lac.

9. L'alcalinité, en été et au printemps, variait entre 64 et 104 mg/l et suivait un mode de variation longitudinale semblable à celui du pH.

10. Le phosphore total et l'azote total étaient, tous les deux, en corrélation positive avec les concentrations de sédiments en suspension, les plus fortes concentrations se trouvant dans les zones les plus turbides du lac, la région 1. Les différences régionales de phosphore total sont presque entièrement dûes à la fraction de phosphore particulaire. Par contraste, la majeure partie de l'azote total provenait de la fraction d'azote total dissous.

11. En été, les concentrations de silice réactive variaient entre 1620 et 2280 ug/l.

12. Les concentrations de carbone organique total variaient entre des valeurs intérieures à 1 et 31 mg/l.

13. Les concentrations de chlorophylle - a dans les eaux superficielles étaient supérieures à celles du fond et de mi-profondeur où l'intensité lumineuse est plus faible. La valeur moyenne estivale était de 2.0 ug/m^3, concentration légèrement supérieure à celle relevée dans plusieurs lacs arctiques non pollués.

14. Les eaux du lac Ya-Ya sont bicarbonatées, avec une prédominance caractéristique des ions Ca et HCO_3.

15. La nature régionale de la conductivité différait entre l'été et le printemps, reflétant le déversement des eaux provenant du fleuve Mackenzie dans la région 1 et celui des eaux provenant des zones environnantes dans la région 111.

16. En général, la qualité de l'eau de tous les petits lacs, sauf le lac C, est très différente de celle du lac Ya-Ya.

LE PHYTOPLANCTON

par

R. Green, B. Sc.

LE PHYTOPLANCTON

Introduction

Jusqu'à une date récente, la communauté du phytoplancton présente dans les lacs de l'Arctique était peu connue. Les recherches effectuées par Coulon et al, (1972), Hobbie et al, (1973) Kalff et Welch (1974), McCart et al, (1976), Moore (1978) et Sheath et al, (1975a, 1978) ont permis de réunir une importante documentation de base relative à la taxonomie et à la répartition du phytoplancton. Frey et Stahl (1958), Goldman (1960), Hobbie (1964), Kalff (1967), Howard et Prescott (1971), O'Brien et al, (1975), et Sheath et al, (1975b) sont parmi les nombreux chercheurs qui ont étudié la productivité primaire du phytoplancton dans le milieu arctique.

La présente étude vise à analyser et déterminer les effets de l'augmentation de la charge de turbidité sur la production primaire ainsi que d'autres aspects de la communauté du phytoplancton du lac Ya-Ya. Les répercussions de la turbidité sur le phytoplancton des lacs de l'Arctique ont été peu étudiées jusqu'à présent. Seuls, Oliver (1964), Coulon et al, (1972), Hobbie (1964) et Hobbie et al, (1973 ont, avant cette étude, fait des recherches sur la turbidité élevée des lacs de l'Arctique.

Méthodes

Études de la population

Méthodes utilisées sur le terrain

Des échantillons de phytoplancton ont été prélevés avec un flacon pour échantillonner l'eau de type Kemmerer. Les échantillons du lac Ya-Ya et des cinq lacs sans nom ont été prélevés pendant la saison des eaux libres à une profondeur d'environ 0.5 m sous la surface de l'eau. Ceux qui ont été prélevés dans le lac Ya-Ya, en décembre 1977, provenaient des eaux situées juste sous la glace. Les échantillons prélevés pour l'étude de la production primaire provenaient de profondeurs correspondant à celles de l'échantillonnage de l'eau et de l'incubation décrites ci-dessous. Tous les échantillons destinés à l'étude sur la population du phytoplancton ont été transvasés dans des flacons en verre de couleur ambre de 125 ml et conservés avec une solution Lugol.

Analyses en laboratoire

Les échantillons de phytoplancton ont été étudiés selon la technique d'Utermohl (1958). Après forte agitation des sous-échantillons, on a laissé 0.5-25 ml en volume se déposer dans des chambres de décantation à une vitesse de 3 h par cm de hauteur de décantation. L'énumération et l'indentification ont été effectuées à l'aide d'un microscope à lentilles inversées Wild M40, équipé d'un système d'éclairage à phase contrastée. Des grossissements par 750 ont été utilisés pour l'énumération, et jusque par 1875 pour l'identification.

Les nombres de cellules ont été convertis en volumes (tableau II) en utilisant les dimensions moyennes de chaque espèce de phytoplancton et en calculant les volumes de cellules selon la méthode de Findenegg (1969). Les volumes de cellules ainsi obtenus ont ensuite été convertis en valeur de biomasse en supposant une densité de 1.

Tableau 11. Espèces d'algues relevées dans le lac Ya-Ya et cinq lacs sans nom, d'août 1977 à juillet 1978 et volumes calculés (um^3) pour chacune des espèces présentes.

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Chlorophycées				
Ankistrodesmus convolutus Corda	150			
Ankistrodesmus flacatus (Corda) Ralfs (syn. Monoraphidium setiforme)	260	+	+	+
Carteria klebsii (Dang.) Dill	250			+
Chlamydomonas spp.	200	+	+	+
Cosmarium bioculatum Brebisson	250			
Crucigenia crucifera (Wolle) Collins	25			
Crucigenia quadrata Morren	20			+
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	25			
Franceia ovalis (France) Lemmermann	120			
Lagerheimia quadriseta (Lemm.) G.M. Smith	80	+		
Lagerheimia subsala	120			
Monoraphidim arcuatum Hindak	86	+		+
Oocystis Borgei Snow	750			+
Oocystis parva West & West	80			+
Pediastrum Boryanum (Turp.) Bory.	100			
Pediastrum duplex Meyen	100			
Quadrigula lacustris (Chod.) G.M. Smith	200			+
Scenedesmus bijuga (Trup.) Lemmerman	60			
Scenedesmus lefevrii Deflandre	120			
Schroederia setigera (Schroed.) Lemmermann	250			
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg	150		+	+
Tetraedron muticum (A. Braun) Hansgirg	180			
Cyanophycées				
Anabaena spp	30			

(Voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Chroococcus dispersus (V. Keiss) Lemmermann	10			
Coelosphaerium Naegeli	20			
Lyngbya limnetica Kutzing	10			
Xanthophycées				
Ophiocytium parvulum (Perty) A. Braun	400			
Chrysophycées				
Aulomonas purdyii Lackey	60	+	+	+
Amphimonas sp. (?)	100			
Bicoeca parva Hilliard	120			
Bicoeca spp.	200			
Bitrichia chodatii (Reverdin.) Chodat	150			+
Chromulina spp.	35	+	+	+
Chrysococcus rufescens klebs	35	+		
Chrysochromulina parva Lackey	20	+	+	+
Chrysoikos skujae (Nauerch) Willen	50			+
Chrysolykos planktonicus Mack	35			+
Dinobryon attenuatum (Hilliard) Hilliard	300		+	+
Dinobryon bavaricum Imhof.	600			
Dinobryon borgei Lemmermann	120		+	+
Dinobryon campanulostipatum Ahlstrom	300			+
Dinobryon crenulatum Wm. and G.S. West	400			+
Dinobryon cylindricum Imhof.	400	+	+	+
Dinobryon divergens Imhof.	600	+		+
Dinobryon sertularia Ehrenberg	500			+
Dinobryon sociale Ehrenberg	600	+	+	+
Dinobryon suecicum var. longispinum Lemmermann	400			+
Dinobryon spp.				

(Voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Epipyxis alaskanum Hilliard	80			
Kephyrion obliguum Hilliard	30			+
Kephyrion spp.	30	+	+	+
Kephyriopsis spp.	30			+
Mallomonas akrokomos Ruttner	150			+
Mallomonas spp.	380		+	+
Monosiga varians var. vagans Skuja	25			+
Ochromonas spp.	35	+	+	+
Pseudokephyrion alaskanum Hilliard	50			+
Pseudokephyrion inflatum Hilliard	60		+	+
Pseudokephyrion pseudospirale Bourrelly	30			+
Pseudokephryrion undulatissimum Scherffel	50			
Pseudokephyrion spp.	60		+	+
Pseudopedinella erkensis Skuja	275	+	+	+
Salpingoeca frequentissima (Zach.) Lemmermann	70			+
Spiniferomonas bilacunosa Takahashi	100		+	
Spiniferomonas bourrellii Takahashi	100			+
Spiniferomonas spp.	100			+
Stelexomonas dichotoma Lackey	80	+	+	+
Syncrypta sp.	225			
Uroglena volvox Ehrenberg	80			
Uroglenopsis americana (Calkins) Lemmermann	80			+
Espèces non identifiées	20			+
Bacillariophycées				
Achnanthes exigua Grunow	150		+	
Achnanthes lemmermanni Hustedt	350			+

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Achnanthes lanceolata (Brebisson) Grunow	350			+
Achnanthes minutissima (Kutx.) Grunow	190			+
Achnanthes spp.	150	+		+
Amphora coffeiformis (Ag.) Kutzing	1200			+
Amphora ovalis var. pediculus Kutzing	920			+
Asterionella formosa Hassal.	360	+	+	+
Cocconeis placentula var. lineata (Ehr.) V.H.	7500			+
Cocconeis spp.	2500			+
Cyclotella comta (Ehrenberg) Kutzing	1800	+		+
Cyclotella comta var. oligactis (Ehr.) Grunow	240	+		+
Cyclotella meneghiniana Kutzing	300			+
Cyclotella ocellata Pantocsek	240			+
Cyclotella atomus Hustedt	84			+
Cyclotella stelligera Cleve and Grunow	80		+	
Cyclotella glomerata Bachmann	240	+	+	+
Cymbella minuta Hilse ex Rabh.	885	+		+
Cymbella minuta f. latens (Krasske) Reimer	885			+
Diatoma tenue Agardh.	200		+	+
Diatoma tenue var. elongatum Lyngbya	280		+	+
Fragilaria pinnata Ehrenberg	70			+
Fragilaria spp.	200		+	
Melosira varians Agardh.	325	+		
Navicula pupula var. rectangularis (Greg.) Grun.	1000			

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Navicula tuscula (Ehrenberg) Grunow	4500			+
Navicula spp.	360	+		+
Nitzschia acicularis (Kutzing) Wm. Smith	110	+	+	+
Nitzschia palea (Kutzing) Wm. Smith	560			
Nitzschia vermicularis (Kutzing) Wm. Smith	1800	+		
Nitzschia spp.	400	+		
Pinnularia spp.	4000			+
Rhizosolenia eriensis H.L. Smith	90	+	+	+
Stephanodiscus hantzschia Grunow	100		+	+
Stephanodiscus astrea var. minutula (Kutz) Grun.	2135			+
Stephanodiscus spp.	100			+
Surirella angustata Kutzing	5652			+
Surirella sp.	1460	+		
Synedra acus Kutzing	1200		+	+
Synedra acus var. radians (Kutz.) Hustedt	800			
Synedra delicatissima Wm. Smith	1400		+	
Synedra spp.	1250	+	+	+
Tabellaria fenestrata (Lyngbya) Kutzing	4600	+		
Cryptophycées				
Cryptomonas marsocii Skuja	750			+
Cryptomonas ovata Ehrenberg	1250			
Cryptomonas spp.	1000	+	+	+
Rhodomonas minuta Skuja	180	+	+	+
Pyrrophycées				
Gymnodinium spp.	16000			+

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/unicellulaire	Lac Ya-Ya		
		Région I	Région II	Région III
Peridinium inconspicumm Lemmermann	800			+
Peridinium spp.	1750			+
Euglénophycées				
Euglena polymorpha Dangeard	8010			
Trachelomonas sp.	3220			

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Chlorophycées						
Ankistrodesmus convolutus Corda	150					
Ankistrodesmus flacatus (Corda) Ralfs (syn. Monoraphidium setiforme)	260		+		+	
Carteria Ikebsii (Dang.) Dill	250					+
Chlanydomonas spp.	200	+	+	+		+
Cosmarium bioculatum Brebisson	250	+				+
Crucigenia crucifera (Wolle) Collins	25				+	
Crucigenia quadrata Morren	20					
Crucigenia tetrapedia (Kirch.) West & West	25	+	+			
Franceia ovalis (France) Lemmermann	120					
Lagerheimia quadriseta (Lemm.) G.M. Smith	80		+			
Lagerheimia subsala	120					
Monoraphidium arcuatum Hindak	86					
Oocystis Borgei Snow	750	+				
Oocystis parva West & West	80	+			+	+
Pediastrum Boryanum (Turp.) Bory.	100				+	
Pediastrum duplex Meyen	100				+	
Quadrigula lacustris (Chod.) G.M. Smith	200		+			+
Scenedesmus bijuga (Turp.) Lemmermann	60	+				+
Scenedesmus lefevrii Deflandre	120				+	
Schroederia setigera (Schroed.) Lemmermann	250				+	
Tetraedron minimum (A. Braun) Hansgirg	150	+	+	+		+
Tetraedron muticum (A. Braun) Hansgirg	180					+
Cyanophycées						
Anabaena spp.	30		+			+

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Chroococcus dispersus (V. Keiss) Lemmermann	10				+	
Coelosphaerium Kuetzingianum Naegeli	20	+				
Lyngbya limnetica Kutzing	10		+			
Xanthophycées						
Ophiocytium parvulum (Perty) A. Braun	400		+			
Chrysophycées						
Aulomonas purdyii Lackey	60					+
Amphimonas sp. (?)	100				+	
Bicoeca parva Hilliard	120			+		
Bicoeca spp.	200					+
Bitricia chodatii (Reverdin.) Chodat	150					
Chromulina spp.	35	+	+	+	+	+
Chrysococcus rufescens Klebs	35					
Chrysochromulina parva Lackey	20	+	+	+		+
Chrysoikos skujae (Nauerch) Willen	50					
Chrysolykos planktonicus Mack	35					
Dinobryon attenuatum (Hilliard) Hilliard	300			+		
Dinobryon bavaricum Imhof.	600		+			
Dinobryon borgei Lemmermann	120		+	+		+
Dinobryon campanulostipatum Ahlstrom	300					
Dinobryon crenulatum Wm. and G.S. West	400	+	+			+
Dinobryon cylindricum Imhof.	400	+				
Dinobryon divergens Imhof.	600					
Dinobryon sertularia Ehrenberg	500					
Dinobryon sociale Ehrenberg	600	+	+			+
Dinobryon suecicum var. longispinum Lemmermann	175	+				
Dinobryon spp.	400			+		

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Epipyxis alaskanum Hilliard	80		+			
Kephyrion obliquum Hilliard	30					
Kephyrion spp.	30	+				
Kephyriopsis spp.	30					
Mallomonas akrokomos Ruttner	150				+	
Mallomonas spp.	380			+	+	
Monosiga varians var. vagans Skuja	25	+	+		+	+
Ochromonas spp.	35		+	+	+	+
Pseudokephyrion alaskanum Hilliard	50					+
Pseudokephyrion inflatum Hilliard	60					
Pseudokephyrion pseudospirale Bourrelly	30				+	
Pseudokephryrion undulatissimum Scherffel	50					+
Pseudokephyrion spp.	60					+
Pseudopedinella erkensis Skuja	275	+	+	+		+
Salpingoeca frequentissima (Zach.) Lemmermann	70					
Spiniferomonas bilacunosa Takahashi	100					
Spiniferomonas bourrellii Takahashi	100		+	+		
Spiniferomonas spp.	100					
Stelexomonas dichotoma Lackey	80					
Syncrypta sp.	225		+			
Uroglena volvox Ehrenberg	80	+		+		
Uroglenopsis americana (Calkins) Lemmermann	80					
Unidentified spp.	20	+			+	
Bacillariophycées						
Achnanthes exigua Grunow	150					
Achnanthes lemmermanni Hustedt	350					

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Achnanthes lanceolata (Brebisson) Grunow	350					
Achnanthes minutissima (Kutz.) Grunow	190		+			
Achnanthes spp.	150				+	
Amphora coffeiformis (Ag.) Kutzing	1200					
Amphora ovalis var. pediculus Kutzing	920					
Asterionella formosa Hassal.	360		+			
Cocconeis placentula var. lineata (Ehr.) V.H.	7500					
Cocconeis spp.	2500					
Cyclotella comta (Ehrenberg) Kutzing	1800					
Cyclotella comta var. oligactis (Ehr.) Grunow	240					
Cyclotella meneghiniana Kutzing	300					
Cyclotella ocellata Pantocsek	240					
Cyclotella atomus Hustedt	84					
Cyclotella stelligera Cleve and Grunow	80					
Cyclotella alomerata Bachmann	240	+	+	+	+	+
Cymbella minuta Hilse ex Rabh.	885					
Cymbella minuta f. latens (Krasske) Reimer	885					
Diatoma tenue Agardh	200					
Diatoma tenue var. elongatum Lyngbya	280		+			
Fragilaria pinnata Ehrenberg	70					
Fragilaria spp.	200					
Gomphonema spp.	400					
Melosira varians Agardh.	325					
Navicula pupula var. rectangularis (Greg.) Grun.	1000				+	

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Navicula tuscula (Ehrenberg) Grunow	4500					
Navicula spp.	360					
Nitzschia acicularis (Kutzing) Wm. Smith	110					
Nitzschia palea (Kutzing) Wm. Smith	560		+			
Nitzschia vermicularis (Kutzing) Wm. Smith	1800					
Nitzschia spp.	400				+	
Pinnularia spp.	4000					
Rhizosolenia eriensis H.L. Smith	90		+	+		+
Stephanodiscus hantzschia Grunow	100					
Stephanodiscus estrea var. minutula (Kutz) Grun.	2135					
Stephanodiscus spp.	100					
Surirella angustata Kutzing	5652					
Surirella sp.	1460					
Synedra acus Kutzing	1200					
Synedra acus var. radians (Kutz.) Husted	800					+
Synedra delicatissima Wm. SMith	1400					+
Synedra spp.	1250	+				
Tabellaria fenestrata (Lyngbya) Kutzing	4600		+			
Cryptophyphycées						
Cryptomonas marsonii Skuja	750				+	
Cryptomonas ovata Ehrenberg	1250			+		
Cryptomonas spp.	1000					+
Rhodomonas minuta Skuja	180	+	+	+	+	+
Pyrrophyta						
Gymnodinium spp.	16000		+			

(voir page suivante)

Tableau 11 (Suite)

Espèce	Volume um^3/ unicellulaire	Lacs sans nom A	B	C	D	E
Peridinium inconspicuum Lemmermann	800	+				
Peridinium spp.	1700		+			+
Euglenophycées						
Euglena polymorpha Dangeard	8010		+			
Trachelomonas sp.	3220		+			

Les identifications ont été effectuées à partir des travaux de Bourrelly (1968, 1970), Croasdale (1973) Hilliard (1966, 1967), Lowe (1975, Patrick et Reimer (1966, 1975), Prescott (1962), Sreenivasa et Duthie (1975), Skuja (1948, 1964), Tiffany et Britton (1952), Whitford et Schumacher (1973) et Willen (1963).

Les méthodes utilisées pour calculer les indices de dominance des principaux groupes de phytoplancton sont celles d'Ulfstrand (1968).

Les indices de diversité de l'espèce Shannon-Weaver (Shannon et Weaver, 1949) pour tous les échantillons provenant du lac Ya-Ya et des lacs sans nom ont été calculés selon la formule de Lloyd et al, (1968). Cette formule est la suivante:

$$a = \frac{C}{N} (N \text{ Log}_{10} N - \text{En}_i \text{ Log}_{10} n_i)$$

ou: C = 3.32193
N = nombre total d'individus
n_i = nombre total d'individus dans la $i^{ème}$ espèce (forme)

La diversité des espèce dépend du nombre d'espèces (abondance) et de la répartition des individus parmi les espèces (uniformité). La mesure théorique de la diversité moyenne des espèces par individu ($\bar{d}$), d'après Shannon et Weaver, dépend de l'abondance et l'uniformité des espèces et augmente avec ces dernières. La valeur de $\bar{d}$ est proportionnelle à l'incertitude de l'identification d'un individu choisi au hasard parmi une population de plusieurs espèces. En général, les valeurs $\bar{d}$ varient de zéro à un chiffre positif, mais sont rarement plus élevées que 10. La valeur $\bar{d}$ est minimale lorsque tous les individus appartiennent à la même espèce, tandis que $\bar{d}$ est maximale lorsque chaque espèce contient le même nombre d'individus. Dans cette étude chaque valeur $\bar{d}$ obtenue a été comparée à un maximum hypothétique, fondée sur le modèle du baton brisé de MacArthur (MacArthur, 1957) des populations naturelles (population caractérisée par des espèces relativement peu abondantes et un nombre croissant d'espèces comportant seulement quelques individus). Ce type de comparaison a permis d'établir un indice qualifié d'uniformité ou "u" par Lloyd et Ghelardi (1964). Les valeurs d'uniformité ont été calculées en utilisant le tableau de Lloyd et Ghelardi (1964) conjointement avec la formule suivante:

$$\bar{d} = \frac{S'}{S}$$

ou: S = nombre d'espèces (formes) dans l'échantillon
S' = le nombre d'espèces calculé pour le modèle de diversité égale de MacArthur.

Les valeurs de "u" vont de 0 à 1. Aux États-Unis, les biologistes de l'Environnemental Protection Agency ont découvert que l'indice d'uniformité devait être très sensible même aux faibles degrés de biodégradation (Environmental Protection Agency, États-Unis, 1973).

Production primaire

Méthodes utilisées sur le terrain

La technique de base utilisée pour déterminer la productivité primaire était la méthode ^{14}C de Steeman-Nielsen (1952). La production primaire a été déterminée séparément aux Stations 2 (turbidité élevée), 6 (turbidité moyenne), et 8 (transparence). A chaque station, les échantillons d'eau ont été prélevés à différentes profondeurs, en partie selon la transparence du disque de Secchi, et en partie selon la profondeur maximale. Des échantillons ont été prélevés à deux profondeurs à la Station 2 (0 et 0.5 m), à trois profondeurs à la Station 6 (0.5, 1.5, 2.5 m), et à quatre profondeurs à la Station 8 (1.0, 2.0, 3.0 et 4.0 m).

Un flacon gradué transparent et un autre foncé, chacun contenant 125 ml d'échantillon, ont été ensemencés de 1 ml de 4 uc de ^{14}C sous forme de $NaHCO_3$. Les flacons-échantillons ont été placés à leurs profondeurs de prélèvement respectives et soumis à l'incubation pour une durée de 3 à 4 heures le matin. Les expériences ont été effectuées à des dates différentes pour chaque station, soit le 3 août 1977, pour la Station 8; le 4 août pour la Station 2; et le 5 août pour la Station 6. Après la période d'incubation, les échantillons ont été placés dans une boîte obscure et rapportés au camp où ils ont été filtrés à travers un filtre de 35 mm de diamètre équipé d'une membrene Sartorius dont les pores mesurent 0.2 um. Les filtres ont été séchés à l'air et expédiés au Danemark, à l'Agence ^{14}C internationale afin d'effectuer le dénombrement.

Dans la région étudiée, l'ensoleillement a été enregistré pendant toute la période des recherches avec un pyrhéliomètre Belmont (modèle 53850). Au cours de chacune des expériences, on a mesuré la pénétration de la lumière dans l'eau, avec un photomètre sous-marin (photo cellule au selenium). La visibilité a été mesurée au moyen d'un disque de Secchi noir et blanc, de 20 cm de diamètre, au moment de l'incubation.

Analyses en laboratoire

La teneur en carbone inorganique total nécessaire à la photosynthèse a été calculée à partir de l'alcalinité totale (méthode de la trousse Hach), du pH (Radiomètre pour le pH, Type 296), de la conductivité (Beckman Solu-bridge RB4-250), et de la température de l'eau (thermomètre au mercure), au moyen d'un nomogramme établi par Bachmann (Saunders et al, 1962).

Les taux de fixation de carbone (en mg C m^{-2} d^{-1}) ont été calculés à partir des lectures du pyrhéliomètre et des données fournies par l'Agence internationale ^{14}C (Danemark), d'après les méthodes d'Anderson (1974).

Résultats et analyse

Étude de la population

Les données servant de base à cette section figurent aux tableaux 12, 13 et 14.

Au cours de la période des recherches, un total de 123 espèces ont été identifiées dans le lac Ya-Ya et dans cinq autres lacs plus petits; soit 92 dans le lac Ya-Ya, 25 dans le lac A, 34 dans le lac B, 17 dans le lac C, 23 dans le lac D et 30 dans le lac E (tableau 11).

Lac Ya-Ya

Dominance des principales taxons. A la figure 10, les trois principales régions du lac Ya-Ya ont été comparées en termes d'indices de dominance pour cinq groupes importants de phytoplancton. (Un groupe important, les Cyanophycées, répandus dans de nombreux lacs, sont absents dans le lac Ya-Ya). Les données recueillies pendant les trois périodes d'échantillonnage ont été additionnées. Elles montrent que de façon générale, les Bacillariophycées (diatomées) étaient le groupe le plus nombreux, dominant le phytoplancton dans les Régions I et II, et venant juste après les Chrysophycées dans la Région III. Les Chrysophycées étaient secondes en importance, de façon générale. Ce groupe venait juste après les Bacillariophycées dans les Régions I et II, mais prédominaient dans la Région III. Les Cryptophycées venaient au troisième rang et étaient d'importance moyenne dans chacune des trois régions. Elles étaient suivies en importance par les Chlorophycées (algues vertes). Ces dernières étaient plus importantes dans les Régions I et III que dans la Région II. Le groupe le moins important en termes d'indice de dominance était les Pyrrophycées (Dinoflagellés). Ceux-ci étaient absents des Régions I et II, mais étaient présents dans la Région III en petits nombres.

A la Figure II, les indices de dominance des cinq principaux groupes ont été comparés pendant les trois périodes d'échantillonnage (août 1977, décembre 1977, et juillet 1978) et les données ont été combinées pour toutes les stations.

Les Chrysophycées étaient le groupe le plus important pendant l'été 1977, suivies de près par les Bacillariophycées. Les Chlorophycées et les Cryptophycées étaient d'une importance moyenne, tandis que les Pyrrophycées étaient le groupe le moins important.

Sous la glace, en décembre 1977, les Bacillariophycées étaient le groupe dominant dans le lac Ya-Ya, suivies par les Chrysophycées et les Chlorophycées. Il n'y avait pas de Pyrrophycées, ni de Cryptophycées.

Pendant le dégel, en juillet 1978, les indices de dominance indiquent que les trois groupes (Bacillariophycées, Chrysophycées et Cryptophycées) avaient presque la même importance. Les Chlorophycées n'étaient que d'importance moyenne et les Pyrrophycées, bien que présents, étaient généralement peu importants.

Tableau 12. Densité totale (densité totale en cellules/ml) et biomasse totale (en mg/m^3) du phytoplankton provenant de 6 stations situées dans le bassin sud du lac Ya-Ya, en août et décembre 1977 et en juillet 1978. Nombre d'espèces, indice de diversité (d), valeur d'uniformité (u) et abondance relative des principaux groupes calculés à partir de la densité et de la biomasse totale.

Station	1			2			
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	12/12/77	07/07/78	04/08/77	03/08/77	12/12/77	07/07/78
Chlorophyta							
Chlamydomonas spp.	142						
Crucigenia quadrata							
Lagerheimia quadriseta							
Monoraphidium arcuatum							36
Monoraphidium setiforme					71	71	
Monoraphidium setiforme							
Tetraedron minimum							
Chrysophycées							
Aulomonas purdyii							
Chromulina spp.							
Chrysococcus rufescens				71			
Chrysochromulina parva				142			
Chrysolykos Planctonicus							
Chrysoikos skujae							
Dinobryon borgei							
Dinobryon attenuatum							
Dinobryon cilindricum			36				36
Dinobryon divergens							
Dinobryon sociale							
Kephyrion spp.							
Mallomonas sp.							
Monosiga varians var. vagans							
Ochromonas spp.			36				

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	1			2			
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	12/12/77	07/07/77	04/08/77	03/08/77	12/12/77	07/07/78
Pseudokephyrion alaskanum							
Pseudokephyrion inflatum							
Pseudokephyrion spp.							
Pseudopedinella erkensis							
Spiniferomonas bilacunosa							
Spiniferomonas bourrellii							
Stelexomonas dichotoma				41		18	
Bacillariophycées							
Achnanthes exigua							
Achnanthes spp.				71			
Asterionella formosa			36				
Cocconeis placentula var. lineata							
Cyclotella comta							
Cyclotella comta var. oligactis	142						
Cyclotella meneghiniana							
Cyclotella stelligera							
Cyclotella glomerata	142	53	107	284	71	18	
Cymbella minuta							36
Diatoma tenue							
Diatoma tenue var. elongatum							
Gomphonema spp.							
Melosira varians							
Navicula spp.						18	

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	1			2			
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	12/12/77	07/07/78	04/08/77	03/08/77	12/12/77	07/07/78
Nitzschia acicularis			36				36
Nitzschia vermicularis							
Nitzschia spp.					142		
Rhizosolenia eriensis							
Stephanodiscus astrea var. minutula							
Stephanodiscus hantzschia							
Surirella angustata							
Surirella spp.				71			
Synedra acus							
Synedra delicatissima							
Synedra spp.							
Tabellaria fenestrata							
Pyrrophycées							
Gynodinium spp.							
Cryptophycées							
Cryptomonas marsonii							
Crytomonas spp.							
Rhodomonas minuta			107	71			213
Total des cellules/(ml)$_3$	426.0	53.0	358.0	852.0	284.0	54.0	357.0
Biomasse totale mg/m	99.4	12.7	76.6	224.8	98.7	12.2	101.1
Nombre d'espèces	3	1	6	8	3	3	5
∂	1.10	-	1.48	1.91	1.04	-	1.23
e	1.0	-	0.60	0.63	0.66	-	0.60

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	1			2			
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	12/12/77	07/07/78	04/08/77	03/08/77	12/12/77	07/07/78
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et la biomasse totale:							
Chlorophycées %	33.3	-	-	8.3	25.0	-	10.1
Total des cellules/mL	(142)			(71)	(71)	-	(36)
%	28.6	-	-	8.2	25.2	-	5.3
Biomasse gm/m^3	(28.4)			(18.5)	(24.9)		(5.4)
chrysophycées %	-	-	20.1	33.3	-	33.3	10.1
Total des cellules/mL			(72)	(284)		(18)	(36)
%	-	-	19.2	4.9	-	11.8	21.4
Biomasse mg/m^3			(14.7)	(11.0)		(1.4)	(21.4)
Bacillariophycées %	66.7	100.0	50.0	50.0	75.0	66.7	20.2
Total des cellules/mL	(284)	(53)	(179)	(426)	(213)	(36)	(72)
%	71.4	100.0	55.7	81.2	74.8	88.2	35.4
Biomasse mg/m^3	(71.0)	(12.7)	(42.6)	(182.5)	(73.8)	(10.8)	(35.8)
Pyrrophycées %	-	-	-	-	-	-	-
Total des cellules/mL							
%	-	-	-	-	-	-	-
Biomasse mg/m^3							
Cryptophycées %	-	-	29.9	8.3	-	-	59.2
Total des cellules/mL			(107)	(71)			(213)
%	-	-	25.2	5.7	-	-	37.9
Biomasse gm/m^3			(19.3)	(12.8)			(38.3)

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	3			4			5
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	02/08/77	11/12/77	07/07/78	03/08/77	08/12/77	06/07/78	02/08/77
Chlorophycées							
Chlanydomonas spp.	85					71	213
Crucigenia quadrata							
Lagerheimia quadriseta	14		36				
Monoraphidium arcuatum							
Monoraphidium setiforme							
Tatraedron minimum						7	
Chrysophycées							
Aulomonas purdyii	43			71		7	
Chromulina spp.	28					7	
Chrysococcus rufescens							
Chrysochromulina parva	156					142	71
Chrysolykos planctonicus							
Chrysoikos skujae							
Dinobryon borgei				36		21	36
Dinobryon attenuatum						7	
Dinobryon cylindricum						43	
Dinobryon divergens							
Dinobryon sociale	99			142		43	
Kephyrion spp.	28			36			
Mallomonas sp.						14	
Monosiga varians var. vagans							
Ochromonas spp.	46					7	249

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	3			4			5
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	02/08/77	11/12/77	07/07/78	03/08/77	08/23/77	06/07/78	02/08/77
Pseudokephyrion alaskanum							
Pseudokephyrion inflatum						14	
Pseudokephyrion spp.						14	
Pseudopedinella erkensis	14		36			50	
Spiniferomonas bilacunosa						14	
Spiniferomonas bourrellii							
Stelexomonas dichotomoma				36			
Bacillariophycées							
Achnanthes exigua					18		
Achnanthes spp.							
Asterionella formosa						213	
Cocconeis placentula var. lineata							
Cyclotella comta	28						
Cyclotella comta var. oligactis							
Cyclotella meneghiniana							
Cyclotella stelligera				284			
Cyclotella glomerata	426		107	107		21	36
Cymbella minuta							
Diatoma tenue							
Diatoma tenue var. elongatum							
Gomphonema spp.					18		
Melosira varians			71				
Navicula spp.			36				

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station	3			4			5
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	02/08/77	11/12/77	07/07/78	03/08/77	08/12/77	06/07/78	02/08/77
Nitzschia acicularis	71			249			
Nitzschia vermicularis			36				
Nitzschia spp.			71				
Rhizosolenia eriensis	14			36			
Stephanodiscus astrea var. minutula							
Stephanodiscus hantzschia						21	
Surirella angustata							
Surirella spp.							
Synedra acus							
Synedra delicatissima					18		
Synedra spp.		18					
Tabellaria fenestrata			36				
Pyrrophycées							
Gynodinium spp.							
Cryptophycées							
Cryptomonas marsonii							
Crytomonas spp.	43					7	
Crytomonas minuta	497		142			462	178
Total des cellules (ml)	1592.0	18.0	571.0	997.0	54.0	972.0	996.0
Total de la biomasse mg/m^3	384.7	22.5	313.4	184.7	35.1	185.7	136.1
Nombre d'espèces	15	1	9	9	3	19	7
d	2.08	-	2.05	1.89	-	1.96	1.74
e	0.40	-	0.67	0.56	-	0.26	0.57

(voir page suivante)

Tableau 12 (Suite)

Station		3			4			5
Profondeur (m)		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date		02/08/77	11/12/77	07/07/78	03/08/77	08/12/77	06/07/78	02/08/77
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale:								
Chlorophycées	%	6.2	-	6.3	-	-	8.0	21.4
	Total des cellules/ m/l	(99)		(36)			(78)	(213)
	%	4.8	-	0.9	-	-	8.2	3.1
	Biomasse mg/m^3	(18.1)		(2.9)			(15.3)	(4.3)
Chrysophycées	%	26.0	-	6.3	32.2	-	39.4	35.7
	Total des cellules/ m/l	(41.4)		(36)	(321)		(383)	(356)
	%	18.8	-	3.2	52.9	-	40.3	10.6
	Biomasse mg/m^3	(72.4)		(9.9)	(97.7)		(74.9)	(14.5)
Bacillariophycées	%	33.9	100.0	62.5	67.8	100.0	4.3	25.0
	Total des cellules/ m/l	(539)	(18)	(357)	(676)	(54)	(42)	(249)
	%	42.0	100.0	87.8	47.1	100.0	3.8	62.7
	Biomasse mg/m^3	(161.7)	(22.5)	(275.0)	(81.0)	(35.1)	(7.1)	(85.3)
Pyrrophycées	%	-	-	-	-	-	-	-
	Total des cellules/ m/l							
	%							
	Biomasse mg/m^3							
Cryptophycéees	%	33.9	-	24.9	-	-	48.3	17.9
	Total des cellules/ m/l	(540)		(142)			(469)	(178)
	%	34.4	-	8.2	-	-	47.6	23.6
	Biomasse mg/m^3	(132.5)		(25.6)			(88.4)	(32.0)

(voir page suivante)

Tableau 12 (suite)

Station	5		6				
Profondeur	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	10/12/77	08/07/78	31/07/77	04/08/77	04/08/77	10/12/77	06/07/78
Chlorophycées							
Chlamydomonas spp.		36	170	36	57		170
Crucigenia quadrata			57				
Lagerheimia quadriseta							
Monoraphidium arcuatum							
Monoraphidium setiforme			71	36			
Tatraedron minimum							
Chrysophycées							
Aulomonas purdyii		36			14		
Chromulina spp.		36	28	36	14		156
Chrysococcus rufescens							
Chrysochromulina parva		36	57	107	14		426
Chrysolykos planctonicus			14				
Chrysoikos skujae			14				
Dinobryon borgei		71	170	71	57		
Dinobryon attenuatum							
Dinobryon cylindricum							
Dinobryon divergens							
Dinobryon sociale		142	241	142	142		256
Kephyrion spp.		36	43	71	28		14
Mallomonas sp.							28
Monosiga varians var. vagans							14
Ochromonas spp.			71	142	86	35	14

(voir page suivante)

Tableau 12 (suite)

Station	5		6				
Profondeur	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	10/12/77	08/07/78	31/07/77	04/08/77	04/08/77	10/12/77	06/07/78
Pseudokephyrion alaskanum				36			
Pseudokephyrion inflatum							
Pseudokephyrion spp.		36			14		114
Pseudopedinella erkensis		36		36	412		
Spiniferomonas bilacunosa							
Spiniferomonas bourrellii			57	36			43
Stelexomonas dichotoma			28	107	43		
Bacillariophycées							
Achnanthes exigua							
Achnanthes spp.							
Asterionella formosa					57		
Cocconeis placentula var. lineata					28		
Cyclotella comta							
Cyclotella comta var. oligactis							14
Cyclotella meneghiniana			14				
Cyclotella stelligera							
Cyclothella glomerata	18	320	113	426	213		57
Cymbella minuta							
Diatoma tenue	18						
Diatoma tenue var. elongatum		2201					
Gomphonema spp.		36					
Melosira varians							
Navicula spp.						18	

(voir page suivante)

Tableau 12 (suite)

Station	5		6				
Profondeur	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	10/12/77	08/07/78	31/07/77	04/08/77	04/08/77	10/12/77	06/07/78
Nitzschia acicularis			14				
Nitzschia vermicularis							
Nitzschia spp.							
Rhizosolenia eriensis			14	36			
Stephanodiscus astrea var. minutula						18	
Stephanodiscus hantzschia							14
Surirella angustata							
Synedra acus		36					
Synedra delicatissima							
Synedra spp.		36					
Tabellaria fenestrata							
Pyrrophycées							
Gynodinium spp.							14
Cryptophycées							
Cryptomonas marsonii							28
Cryptomonas spp.				36	14		
Rhodomonas minuta		568	327	284	312		951
Total des cellules/ml	36.0	3662.0	1503.0	1638.0	1505.0	71.0	2313.0
Biomasse totale mg/m^3	7.9	1023.3	327.8	321.8	358.0	45.4	2753.0
Nombre d'espèces	2	15	19	16	16	3	16
d	-	1.46	2.44	2.38	2.18	-	1.90
e	-	0.20	0.37	0.44	0.38	-	0.31

(voir page suivante)

Tableau 12 (suite)

Station		5		6				
Profondeur		0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date		10/12/77	08/07/78	31/07/77	04/08/77	04/08/77	10/12/77	06/07/78
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale:								
Chlorophycées	%	-	1.0	19.8	4.4	3.8	-	7.3
	Total des cellules/ml		(36)	(298)	(72)	(57)		(170)
	%	-	0.7	16.4	5.1	0.3	-	1.2
	Biomasse mg/m^3		(7.2)	(53.6)	(16.6)	(1.1)		(34.0)
Chrysophycées	%	-	11.7	48.1	47.9	54.8	49.3	46.0
	Total des cellules/ml		(429)	(723)	(784)	(824)	(35)	(1065)
	%							
	Biomasse mg/m^3		(111.0)	(181.2)	(112.6)	(215.1)	(1.2)	(190.6)
Bacillariophycées	%	100.0	71.8	10.3	28.2	19.7	50.7	3.7
	Total des cellules/ml	(36)	(2629)	(155)	(462)	(298)	(36)	(85)
	%	100.0	78.5	10.4	32.8	20.0	97.3	3.5
	Biomasse mg/m^3	(7.9)	(802.9)	(34.1)	(105.5)	(71.6)	(44.2)	(96.2)
Pyrrohycées	%	-	-	-	-	-	-	0.6
	Total des cellules/ml							(14)
	%	-	-	-	-	-	-	81.4
	Biomasse mg/m^3							(2240.0)
Cryptophycées	%	-	15.5	21.8	19.5	21.7	-	42.3
	Total des cellules/ml		(568)	(327)	(320)	(326)		(979)
	%	-	10.0	18.0	27.1	19.6	-	7.0
	Biomasse mg/m^3		(102.2)	(58.9)	(87.1)	(70.2)		(192.2)

Tableau 13. Densité totale (en cellules/ml) et biomasse totale (en mg/m^3) du phytoplancton provenant des stations 7 à 10 situées dans le bassin nord du lac Ya-Ya, en août et décembre 1977 et en juillet 1978. Nombre d'espèces, indice de diversité ($\bar{d}$), valeur d'uniformité (u) et abondance relative des principaux groupes calculés à partir de la densité totale et de la biomasse totale.

Station	7			8		
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0
Date	03/07/77	09/12/77	06/07/78	03/08/77	03/08/77	03/08/77
Chlorophycées						
Carteria klebsii						
Chlamydomonas spp.	107	7	42	107		
Oocystis Borgei				28	11	
Oocystis parva						
Monoraphidium arcuatum			3			
Quadrigula lacustris						
Tatraedron minimum			3		3	8
Chrysophycées						
Aulomonas purdyii						
Bitrichia chodatii						3
Chromulina spp.	213		73	21	8	11
Chrysochromulina parva	355		342	355	22	59
Chrysolykos planctonicus	36			14	8	8
Chrysoikos skujae	36		6	7		
Dinobryon attenuatum			3			
Dinobryon borgei	213			71	20	8
Dinobryon campanulostipitum						3
Dinobryon crenulatum				7	8	14
Dinobryon cylindricum					6	
Dinobryon divergens						
Dinobryon sertularia	36					
Dinobryon sociale	178		25	263	216	255

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	7			8		
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0
Date	03/07/77	09/12/77	06/07/78	03/08/77	03/08/77	03/08/77
Dinobryon spp.				7		
Kephyrion obliquum						
Kephyrion spp.	142		31	71	8	11
Kephyriopsis spp.					6	11
Mallomonas akrokomos						
Mallomonas spp.						
Monosiga varians var. vagans	71					
Ochromonas spp.	107		14	28		
Pseudokephyrion inflatum			3			
Pseudokephyrion pseudospirale				7		6
Pseudokephyrion spp.			70	21	3	
Pseudopedinella erkensis	36		34		3	1
Salpingoeca frequentissima						
Spiniferomonas bourrellii	36		3			
Spiniferomonas spp.				4		
Stelexomonas dichotoma				7		6
Uroglenopsis americana						
Chrysophycées non identifiées	36					
Bacillariophycées						
Achnanthes lemmermannii					6	
Achnanthes lanceolata						3
Achnanthes minutissima					8	
Achnanthes spp.					14	
Amphora coffeiformis					3	
Amphora ovalis var. pediculus					3	
Astrerionella formosa				14	20	

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	7			8		
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0
Date	03/07/77	09/12/77	06/07/78	03/08/77	03/08/77	03/08/77
Cocconeis placentula var. lineata						
Cocconeis spp.						
Cyclotella comta			8			
Cyclotella comta var. oligactis	107		14			
Cyclotella ocellata						
Cyclotella atomus			11			
Cyclotella glomerata			81	291	655	607
Cymbella minuta						
Cymbella minuta f. latens						
Diatoma tenue					6	3
Diatoma tenue var. elongatum						
Fragilaria pinnata						
Fragilaria spp.					3	
Navicula tuscula						3
Navicula spp.					14	
Nitzschia acicularis				7		
Pinnularia spp.					3	6
Rhizosolenia eriensis					3	
Stephanodiscus hantzschia						
Stephanodiscus spp.						
Synedra acus						3
Synedra spp.	36					
Pyrrophycées						
Peridinium inconspicuum				7		

(voir page suivante)

Tableau 13(suite)

Station	7			8		
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0
Date	03/07/77	09/12/77	06/07/78	03/08/77	03/08/77	03/08/77
Peridinium spp.						
Gymnodinium spp.						
Cryptophycées						
Cryptomonas marsonii						
Cryptomonas spp.			3			
Rhodomonas minuta	71		300	128		
Total des cellulles/ml	1816.0	7.0	1069.0	1468.0	1060.0	1029.0
Biomasse totale mg/m^3	298.0	0.2	162.4	333.2	345.5	335.6
Nombre d'espèces	17	1	20	21	25	20
d	2.55	-	2.03	2.23	1.45	1.34
e	0.47	-	0.25	0.28	0.12	0.15
Compostion en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale.						
Chlorophycées Total des cellules	5.9	100.0	4.5	9.2	1.3	0.8
Total des cellules/ml	(107)	(7)	(48)	(135)	(14)	(8)
%	7.2	100.0	5.7	12.7	2.6	0.4
Biomasse totale	(21.4)	(0.2)	(9.3)	(42.4)	(8.8)	(1.2)
Chrysophycées %	83.3	-	56.5	60.4	29.1	38.5
Total des cellules	(1495)		(604)	(886)	(308)	(396)

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	7			8		
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	1.0	2.0
Date	03/07/77	09/12/77	06/07/78	03/08/77	03/08/77	03/08/77
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de biomasse totale.						
Chrysophycées %	64.8	-	30.9	56.0	40.7	49.0
Biomasse mg/m^3	(193.1)		(50.4)	(186.6)	(140.6)	(164.4)
Bacillariophycées %	7.9	-	10.7	21.2	69.6	60.7
Total des cellules/ml	(143)		(114)	(312)	(738)	(625)
%	23.7	-	28.5	22.7	56.7	50.6
Biomasse mg/m^3	(70.7)		(46.4)	(75.6)	(196.1)	(170.0)
Pyrrophycées %	-	-	-	0.5	-	-
Total des cellules/ml				(7)		
%	-	-	-	1.7		
Biomasse mg/m^3				(5.6)		
Cryptophycées %	3.9	-	28.3	8.7	-	-
Total des cellules/ml	(71)		(303)	(128)		
%	4.3	-	34.8	6.9	-	-
Biomasse mg/m^3	(12.8)	-	(56.3)	(23.0)		

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	8				9	
Profondeur (m)	3.0	4.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	03/08/77	09/12/77	09/07/78	31/07/77	08/12/77
Tableau 13 (suite)						
Chlorophycées						
Carteria klebsii						
Chlamydomonas spp.		22		45	76	
Oocystis Borgei	19	6				
Oocystis parva					11	
Monoraphidium arcuatum	14	3		6	8	
Quadrigula lacustris					25	
Tetraedron minimum	14	6		6		
Chrysophycées						
Aulomonas purdyii				3		
Bitrichia chodatii	5				3	
Chromulina spp.		22		67	31	
Chrysochromulina parva	19	28		22	638	
Chrysolykos planctonicus	14	6			17	
Chrysoikos skujae				3		
Dinobryon attenuatum		3				18
Dinobryon borgei	5	20			6	
Dinobryon campanulostipitum						
Dinobryon crenulatum	5	6			6	
Dinobryon cylindricum		3		11		
Dinobryon divergens		3				
Dinobryon sertularia						
Dinobryon sociale	156	104		11	39	

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	8				9	
Profondeur (m)	3.0	4.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	03/08/77	09/12/77	09/07/78	31/07/77	08/12/77
Dinobryon spp.	5					
Kephyrion obliquum		3				
Kephyrion spp.	38	6	18	17	20	
Kephyriopsis spp.						
Mallomonas akrokomos						
Mallomonas spp.				6		
Monosiga varians var. vagans						
Ochromonas spp.		3		39	28	
Pseudokephyrion inflatum	8			8	3	
Pseudokephyrion pseudospirale						
Pseudokephyrion spp.	24	6		70	6	
Pseudopedinella erkensis		17		42		
Salpingoeca frequentissima					3	
Spiniferomonas bourrellii				6		
Spiniferomonas spp.					3	
Stelexomonas dichotoma	5					
Uroglenopsis americana						
Bacillariphycées						
Achnanthes lemmermannii						
Achnanthes lanceolata						
Achnanthes minutissima		3				
Achnanthes spp.						
Amphora coffeiformis						
Amphora ovalis var. pediculus						
Asterionella formosa		6				

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	8				9	
Profondeur (m)	3.0	4.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	03/08/77	09/12/77	09/07/78	31/07/77	08/12/77
Cocconeis placentula var. lineata						18
Cocconeis spp.						
Cyclotella comta						
Cyclotella comta var. oligactis				6		
Cyclotella ocellata					112	
Cyclotella atomus						
Cyclotella glomerata	596	834		179	700	
Cymbella minuta					3	
Cymbella minuta f. latens			18			
Diatoma tenue						
Diatoma tenue var. elongatum					8	
Fragilaria pinnata					3	
Fragilaria spp.						
Navicula tuscula						
Navicula spp.		6		6	3	18
Nitzschia acicularis			18			
Pinnularia spp.						
Rhizosolenia eriensis	5					
Stephanodiscus hantzschia					140	
Stephanodiscus spp.				11		
Synedra acus						
Synedra spp.		3				
Pyrrophycées						
Peridinium inconspicuum					3	

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	8				9	
Profondeur (m)	3.0	4.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	03/08/77	03/08/77	09/12/77	09/07/78	31/07/77	08/12/77
Peridinium spp.						
Gymnodinium spp.				3		
Cryptophycées						
Cryptomonas marsonii		3				
Cryptomonas spp.				3		
Rhodomonas minuta		42		207		
Total des cellules/ml	932.0	1329.0	54.0	777.0	1901.0	54.0
Biomasse totale mg/m^3	266.8	316.2	18.4	182.2	285.9	56.9
Nombre d'espèces	16	26	3	23	26	3
d	1.37	1.37	-	2.32	1.81	-
e	0.19	0.12	-	0.30	0.19	-
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale.						
Chlorophycées Total des cellules	5.0	2.8	-	7.4	6.3	-
Total des cellules/ml	(47)	(37)		(57)	(120)	
%	7.5	3.2	-	5.9	8.1	-
Biomasse totale	(20.0)	(10.3)		(10.8)	(23.2)	
Chrysophycées %	30.5	17.3	33.3	39.3	42.2	33.3
Total des cellules/ml	(284)	(230)	(18)	(305)	(803)	(18)

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station		8				9	
Profondeur (m)		3.0	4.0	0.5	0.5	0.5	0.5
Date		03/08/77	03/08/77	09/12/77	09/07/78	31/07/77	08/12/77
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale.							
Chrysophycées	%	38.7	24.8	2.7	19.9	15.4	9.5
Biomasse	mg/m^3	(103.3)	(78.4)	(0.5)	(36.2)	(44.1)	(5.4)
Bacillariophycées	%	64.5	64.1	66.7	26.0	51.0	66.7
Total des cellules/ml		(601)	(852)	(36)	(202)	(969)	(36)
	%	53.8	65.7	97.3	26.2	75.2	90.5
Biomasse	mg/m^3	(143.5)	(208.7)	(17.9)	(47.7)	(215.1)	(51.5)
Pyrrophycées	%	-	-	-	0.4	0.2	-
Total des cellules/ml					(3)	(3)	
	%	-	-	-	26.3	0.8	-
Biomasse	mg/m^3				(48.6)	(2.4)	
Cryptophycées	%	-	7.1	-	27.0	0.3	-
Total des cellules/ml			(95)		(210)	(6)	
	%		(15.9)		(39.5)	(1.1)	

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	9	10			
Profondeur (m)	05	0.5	0.5	0.5	40.0
Date	10/07/78	01/08/77	08/12/77	10/07/78	10/07/78
Chlorophycées					
Carteria klebsii		5			
Chlamydomonas spp.		47		11	31
Oocystis Borgei	6				
Oocystis parva					
Monoraphidium arcuatum	3	28		3	
Quadrigula lacustris					
Tetraedron minimum	3	10		3	3
Chrysophycées					
Aulomonas purdyii					
Bitrichia chodatii					
Chromulina spp.		20		28	34
Chrysochromulina parva		639		34	36
Chrysolykos planctonicus		10			
Chrysoikos skujae	1	5		1	3
Dinobryon attenuatum					
Dinobryon borgei	1	38			
Dinobryon campanulostipitum					
Dinobryon crenulatum					
Dinobryon cylindricum					
Dinobryon divergens					
Dinobryon sertularia					
Dinobryon sociale		47			

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	9	10			
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	40.0
Date	10/07/78	01/08/77	08/12/77	10/07/78	10/07/78
Dionobryon spp.					
Kephyrion obliquum					
Kephyrion spp.		57		1	3
Kephyriopsis spp.					
Mallomonas akrokomos	1				
Mallomonas spp.				4	14
Monosiga varians var, vagans					8
Ocrhromonas spp.		52		17	11
Pseudokephyrion inflatum	4			1	11
Pseudokephyrion pseudospirale	1				
Pseudokephyrion spp.		5		27	17
Pseudopedinella erkensis		38			3
Salpingoeca frequentissima					
Spiniferomonas bourrellii	3	14		1	14
Spiniferomonas spp.					
Stelexomonas dichotoma					
Uroglenopsis americana		10			
Chrysophycées non identifiées					
Bacillariophycées					
Achnanthes lemmermannii					
Achnanthes lanceolata					
Achnanthes minutissima					
Achnanthes spp.					
Amphora coffeiformis					
Amphora ovalis var. pediculus					
Asterionella formosa					6

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	9	10			
Profondeur (m)	05	0.5	0.5	0.5	40.0
Date	10/07/78	01/08/77	08/12/77	10/07/78	10/07/78
Cocconeis placentula var. lineata					
Cocconeis spp.			18		
Cyclotella comta					6
Cyclotella comta var. oligactis	1				6
Cyclotella ocellata					
Cyclotella atomus					8
Cyclotella glomerata	153	1533		73	84
Cymbella minuta					
Cymbella minuta f. latens					
Diatoma tenue					
Diatoma tenue var. elongatum					
Fragilaria pinnata					
Fragilaria spp.					
Navicula tuscula					
Navicula spp.					
Nitzschia acicularis		14			
Pinnularia spp.					
Rhizosolenia eriensis					14
Stephanodiscus hantzschia					
Stephanodiscus spp.					
Synedra acus					
Synedra spp.					
Pyrrophycées					
Peridinium inconspicuum					

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	9	10			
Profondeur (m)	05	0.5	0.5	0.5	40.0
Date	10/07/78	01/08/77	08/12/77	10/07/78	10/07/78
Peridinium spp.					
Gymnodinium spp.					
Cryptophycées					
Cryptomonas marsonii		10			6
Cryptomonas spp.					6
Rhodomonas minuta		203		43	213
Total des cellules/ml	177.0	2790.0	18.0	247.0	537.0
Biomasse totale mg/m^3	43.7	741.0	45.0	33.9	104.1
Nombre d'espèces	11	21	1	14	22
d	0.68	1.53	-	2.09	2.22
e	0.18	0.19	-	0.43	0.27
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale.					
Chlorophycées Total des cellules	6.8	3.2	-	6.9	6.3
Total des cellules/ml	(12)	(90)		(17)	(34)
%	12.3	2.6	-	9.1	6.4
Biomasse totale	(5.4)	(19.4)		(3.1)	(6.7)
Chrysophycées %	6.2	33.5	-	46.2	28.7
Total des cellules/ml	(11)	(935)		(114)	(154)

(voir page suivante)

Tableau 13 (suite)

Station	9	10			
Profondeur (m)	05	0.5	0.5	0.5	40.0
Date	10/07/78	01/08/77	08/12/77	10/07/78	10/07/78
Composition en pour cent des principaux groupes calculée à partir de la densité totale et de la biomasse totale.					
Chrysophycées %	2.0	8.6	-	16.6	11.5
Biomasse mg/m^3	(0.9)	(63.6)		(5.6)	(12.0)
Bacillariophycées %	87.0	55.4	100.0	29.5	23.1
Total des cellules/ml	(154)	(1547)	(18)	(73)	(124)
%	85.6	81.7	100.0	51.5	35.2
Biomasse mg/m^3	(37.4)	(605.2)	(45.0)	(17.5)	(36.6)
Pyrrophycées %	-	0.2	-	-	-
Total des cellules/ml		(5)			
%		1.2			
Biomasse mg/m^3		(8.8)			
Cryptophycées %	-	7.6	-	17.4	41.9
Total des cellules/ml		(213)		(43)	(225)
%	-	5.9	-	22.7	46.9
Biomasse mg/m^3		(44.0)		(7.7)	(48.8)

Tableau 14. Densité totale (en cellules/ml) et biomasse totale (en mg/m^3) du phytoplancton provenant de 5 lacs sans nom situés à proximité du lac Ya-Ya, en août 1977. Nombre d'espèces, indice de diversité (d), valeurs d'uniformité (u), et abondance relative des principaux groupes calculés à partir de la densité totale et de la biomasse totale.

Station n°	Lac A	Lac B	Lac C	Lac D	Lac E
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	05/08	05/08	05/08	05/08	05/08
Chlorophycées					
Ankistrodesmus falcatus		17		59	
Carteria klebsii					7
Chlamydomonas spp.	213	86	462		235
Cosmarium bioculatum	14				35
Crucigenia crucifera				142	
Crucigenia tetrapedia	57	69		142	90
Franceia ovalis	28	17			
Lagerheimia quadriseta		86			
Oocystis Borgei	85				
Oocystis parva	14			177	21
Pediastrum Boryanum				59	
Pediastrum duplex				425	
Quadrigula lacustris		34			48
Scenedesmus bijuga	57				55
Scenedesmus lefevrii				47	
Schroederia setigera				625	
Tetraedron minimum	170	361	107		48
Tetraedron muticum					7
Cyanophycées					
Anabaena spp.		722			83
Chroococcus dispersus				94	
Coelosphaerim Kuetzingianum	454				
Lyngbya limnetica		3801			
Chrysophycéées					
cf. Amphimonas					69
Bicoeca parva				12	
Bicoeca spp.			36		
Bitrichia chodatii					21
Chromulina spp.	1207	310	36	83	104
Chrysochromulina parva	795	843	497		269
Dinobryon attenuatum			36		
Dinobryon bavaricum		155			
Dinobryon borgei		17	36		35
Dinobryon campanulostipitum					

(voir page suivante)

Tableau 14 (suite)

Station n°	Lac A	Lac B	Lac C	Lac D	Lac E
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	05/08	05/08	05/08	05/08	05/08
Dinobryon crenulatum	14	17			214
Dinobryon cylindricum	298				
Dinobryon sociale	14	447			345
Dinobryon suecicum var. longispum	14				
Dinobryon spp.			36		
Epipyxis alskana		155			
Kephyrion spp.	14				
Mallomonas akrokomos				12	
Mallomonas spp.			36		
Monosiga varians var. vagans	28	447		12	35
Ochromonas spp.	327	396	107	35	200
Pseudokephyrion alaskanum					14
Pseudokephyrion pseudospirale				24	
Pseudokephyrion undulatissimum					21
Pseudokephyrion spp.					179
Pseudopedinella erkensis	28	206	36		28
Spiniferomonas bourrellii		52	36		
Stelexomonas dichotoma					
Syncrypta sp.		103			
Uroglena volvox	398		72		
Chrysophycées non identifiées?	610			47	
Xanthophycées					
Ophiocytium parvulum		17			
Bacillariophycées					
Achnanthes minutissma		17			
Achnanthes spp.				12	
Asterionella formosa		69			
Cyclotella spp.	14	292	711	35	55
Diatoma tenue var. elongatum		17			
Navicula pupula var. rectangularis				12	
Nitzschia palea		17			
Nitzschia spp.					12
Rhizosolenia eriensis		34	142		104
Synedra acus var. radians					14

(voir page suivante)

Tableau 14 (suite)

Station n°	Lac A	Lac B	Lac C	Lac D	Lac E
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	05/08	05/08	05/08	05/08	05/08
Synedra acus delicatissima					41
Synedra spp.	28				
Tabellaria fenestrata		17			
Euglénophycées					
Euglena polymorpha		17			
Trachelomonas spp.		17			
Pyrrophycées					
Gymnodinum spp.		17			
Peridinium inconspicum	14				
Peridinium spp.		17			7
Cryptophycées					
Cryptomonas marsonii				47	
Cryptomonas ovata			213		
Cryptomonas spp.					7
Rhodomonas minuta	43	86	391	991	76
Total des cellules/ml	4938	8975	2990	3116	2467
Biomasse totale mg/m^3	561.1	1450.9	714.6	534.0	562.7
Nombre d'espèces	25	34	17	23	30
∂	2.38	2.31	2.28	2.23	2.93
e	0.28	0.21	0.41	0.26	0.37
Chlorophycées	12.9	7.5	19.0	53.8	22.1
Total des cellules/ml	(638)	(670)	(569)	(1676)	(546)
Biomasse mg/m^2	27.5	6.4	15.2	45.0	16.4
	(154.4)	(93.2)	(108.5)	(240.4)	(92.1)
Cyanophycées					
Total des cellules/ml	9.1	50.3	-	3.0	3.4
	(454)	(4523)		(0.9)	(83)
Biomasse mg/m^2	1.6	4.1	-	0.2	0.4
	(9.1)	(59.7)		(0.9)	(2.5)
Chrysophycées	75.9	35.1	32.2	7.6	62.2
Total des cellules/ml	(3747)	(3148)	(964)	(237)	(1534)
Biomasse mg/m^2	60.9	35.9	12.0	9.5	61.1
	(341.7)	(521.3)	(86.1)	(50.9)	(343.9)

(voir page suivante)

Tableau 14 (suite)

Station n°	Lac A	Lac B	Lac C	Lac D	Lac E
Profondeur (m)	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Date	05/08	05/08	05/08	05/08	05/08
Bacillariophycées	0.9	5.1	28.5	2.3	8.7
Total des cellules/ml	(42)	(463)	(853)	(71)	(214)
Biomasse mg/m^2	6.6	13.4	25.7	5.3	16.2
	(37.0)	(193.7)	(183.4)	(28.2)	(91.2)
Euglénophycées	-	0.4	-	-	-
Total des cellules/ml		(34)			
Biomasse mg/m^2	-	13.2	-	-	-
		(190.9)			
Pyrrophycées	0.3	0.4	-	-	0.3
Total des cellules/ml	(14)	(34)			(7)
Biomasse mg/m^2	2.0	20.8	-	-	2.2
	(11.2)	(301.8)			(12.3)
Cryptophycées					
Total des cellules/ml	0.9	1.0	20.2	33.3	3.4
	(43)	(86)	(604)	(1038)	(83)
Biomasse mg/m^3	1.4	5.9	47.1	40.0	3.7
	(7.7)	(86.0)	(336.6)	(213.6)	(20.7)
Xanthophycées	-	0.2	-	-	-
Total des cellules/ml		(17)			
Biomasse mg/m^3	-	0.7	-	-	-
		(4.3)			

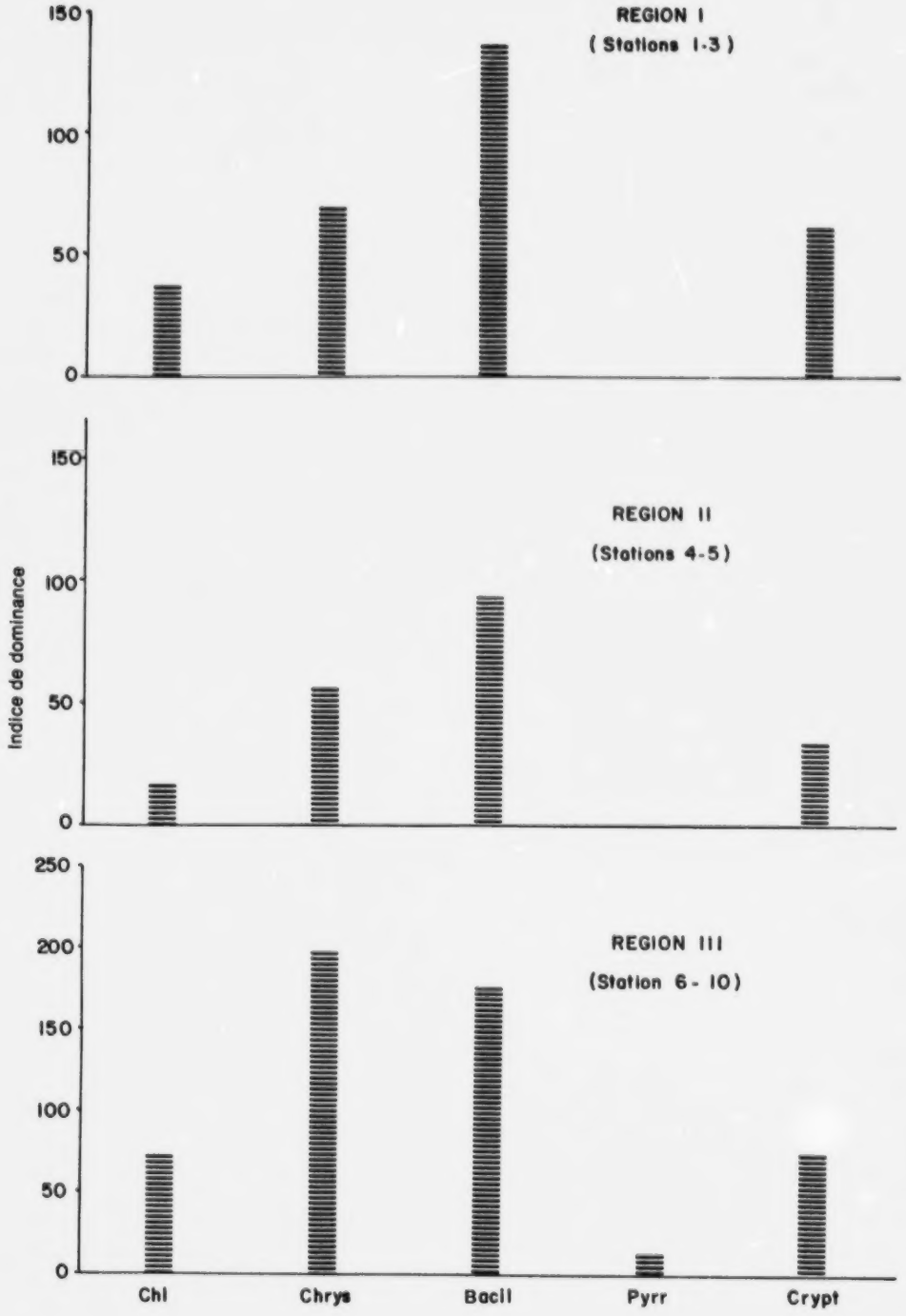

Figure 10. Indice de dominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant des trois régions du lac Ya-Ya au cours de la période d'étude.

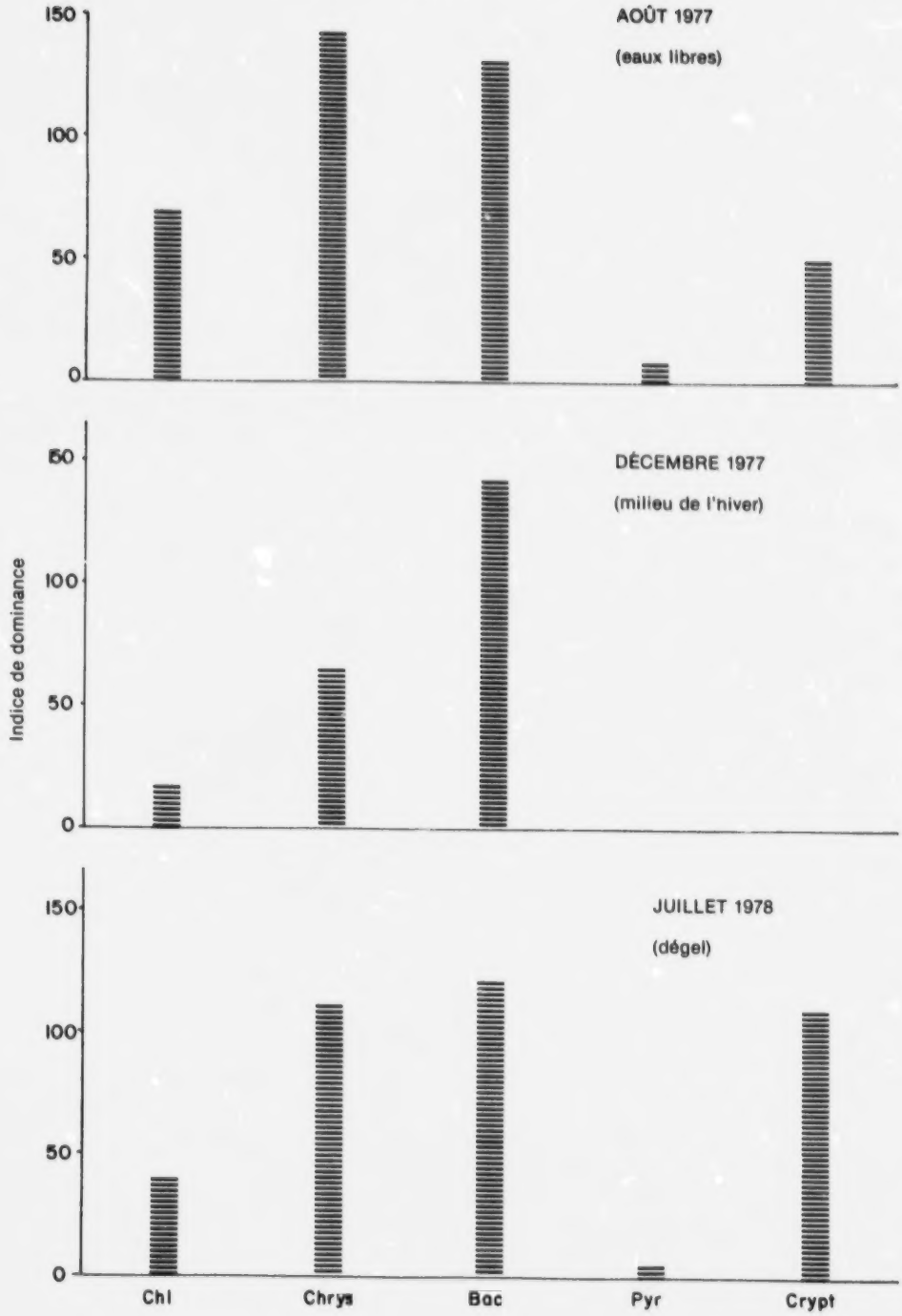

Figure 11. Indice de dominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant de toutes les régions du lac Ya-Ya, prélevées en août et en décembre 1977, et en juillet 1978.

La figure 12 indique les variations saisonnières de la dominance des principaux groupes dans les trois régions du lac Ya-Ya. Les tendances générales peuvent se résumer comme suit:

1) De façon générale, les Chlorophycées n'étaient que d'importance moyenne, mais pendant toutes les périodes d'échantillonnage, leur dominance était maximale dans la Région III.

2) Pendant toutes les périodes d'échantillonnage, les Chrysophycées étaient beaucoup plus importants dans la Région III que dans les Régions I ou II.

3) Les Bacillariophycées étaient une composante importante de la communauté de phytoplancton dans tout le lac Ya-Ya, dans la plupart des cas elles venaient en premier ou en second du point de vue de leur dominance. Les Bacillariophycées prédominaient dans toutes les régions en décembre 1977.

4) Il n'y avait de Pyrrophycées que dans la Région III et seulement pendant août 1977 et juillet 1978.

5) Dans chacune des trois régions, les Cryptophycées présentaient leurs indices maximaux de dominance en juillet 1978 (dégel). Elles étaient moins importantes dans les échantillons prélevés en qoût 1977 et étaient absentes des échantillons prélevés en décembre 1977.

Répartition par espèce. Au tableau 15, on trouvera un résumé des nombres d'espèces dans chacun des principaux groupes des trois régions du lac Ya-Ya. C'est dans les régions I et II que se trouve le plus petit nombre d'espèces, soit 32 espèces. Dans ces régions, les répartitions par espèce dans les principaux groupes étaient les mêmes. Dans chaque exemple, les Chrysophycées et les Bacillariophycées prédominaient et il n'y avait que quelques espèces de Chlorophycées et de Cryptophycées. C'est dans la Région III que se trouvait le nombre maximal d'espèces, soit 79, ce qui est dû principalement au nombre élevé d'espèces de Chrysophycées et de Bacillariophycées. Il y avait aussi, cependant, le double d'espèces de Chlorophycées et trois espèces de Pyrrophycées, un groupe absent des régions I et II.

Il y avait cinq espèces de phytoplancton qui ont été trouvées dans tout le lac Ya-Ya et qui, à un moment ou à un autre, prédominaient dans l'échantillonnage de chacune des trois régions (figure 13). Les nombres moyens maximaux de cellules des cinq espèces -- Chlamydomonas spp. (Chlorophycées), Chrysochromulina parva et Dinobryon sociale (Chrysophycées), Cyclotella glomerata (Bacillariophycées) et Rhodomonas munuta (Cryptophycées) -- ont été enregistrés dans la Région III, la région la moins turbide du lac Ya-Ya. Les cinq espèces d'algues ont été relevées antérieurement comme des membres importants des communautés de phytoplancton dans les lacs de l'Arctique. Hobbie et al, (1973) ont établi que les Chlamydomonas spp. étaient des membres importants des communautés de phytoplancton des lacs transparents en Alaska, mais qu'ils étaient un élément négligeable de la communauté dans un lac très turbide, certaines saisons. Les Chrysochromulina parva et Dinobryon sociale, tous deux classés parmi les espèces mobiles de chrysophycées, sont d'importants éléments du phytoplancton dans tous les Territoires du Nord-Ouest (Moore 1978). Le Cyclotella glomerata a été décrit antérieurement comme une forme dominante dans les échantillons d'algues prélevés dans les sédiments de la lac de la Péninsule Tuktoyaktuk (Koivo et Ritchie, 1978), et dans un grand nombre

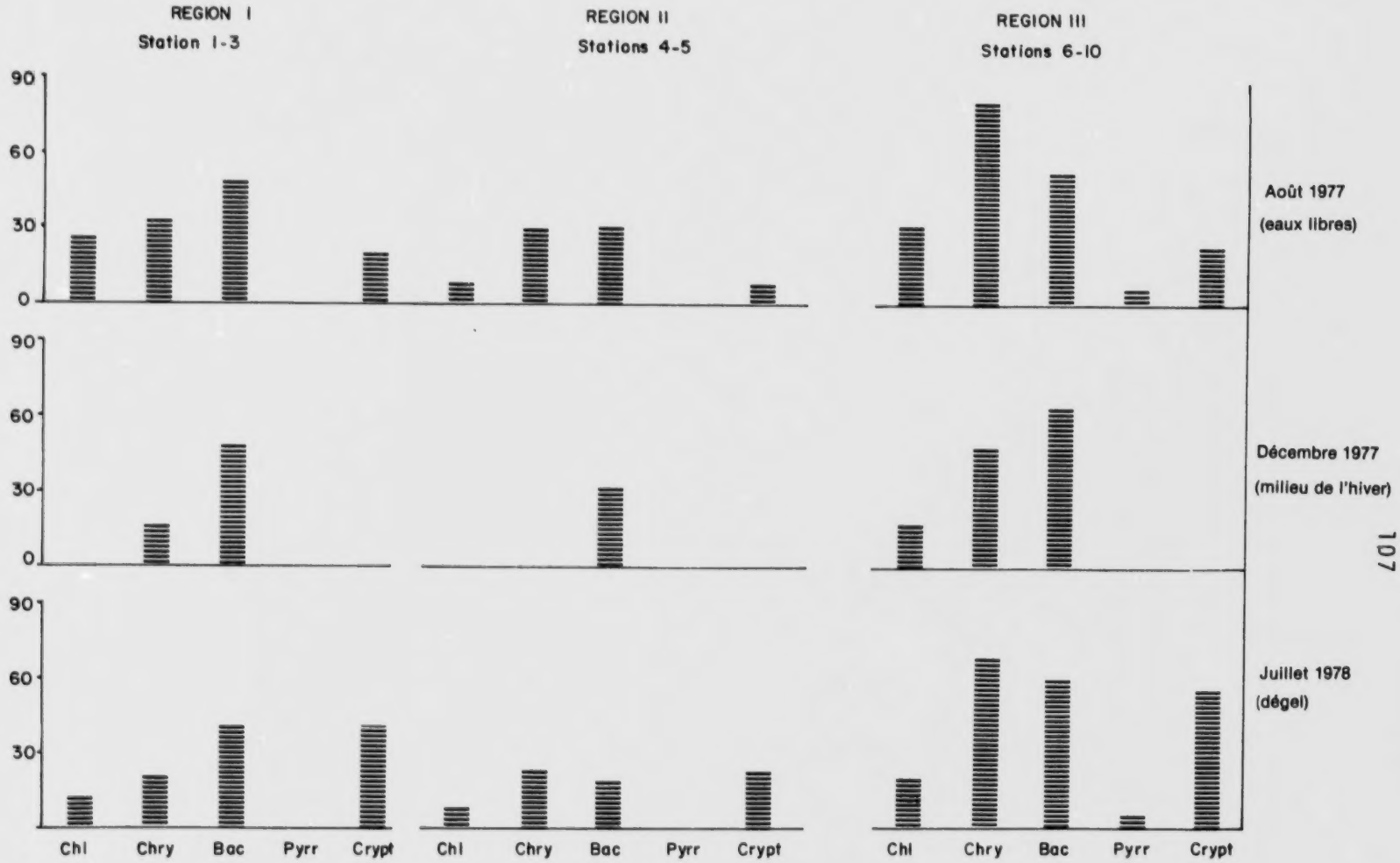

Figure 12. Indice de dominance pour tous les principaux groupes d'algues provenant des trois régions du lac Ya-Ya pendant les mois d'août et de décembre 1977, et de juillet 1978.

Tableau 15. Nombre d'espèces de phytoplancton dans les principaux groupes établis par régions. Récapitulation des données pour tous les échantillons de phytoplancton du lac Ya-Ya, 1977 et 1978

Région Groupe principal	I	II	III	Toutes les régions
Chlorophycées	4	2	8	10
Chrysophycées	11	15	33	34
Bacillariophycées	15	13	32	42
Pyrrophycées	-	-	3	3
Cryptophycées	2	2	3	3
Total	32	32	79	92

de lacs et de cours d'eau des Territoires du Nord-Ouest (Moore, 1978). Le Cyclotella a été enregistré comme un membre important du phytoplancton dans les études précédentes du Bassin nord (Région III) du lac Ya-Ya et dans d'autres lacs profonds des bas-plateaux dans la région de l'île Richards et du lac Parson (McCart et al, 1976).

Densité. La figure 14 compare les données décrivant la turbidité et les concentrations de sédiments en suspension et les valeurs moyennes de la densité totale (en cellules/ml) de phytoplancton aux stations d'échantillonage dans chacune des trois régions du lac Ya-Ya. Toutes les données représentent les moyennes des valeurs individuelles enregistrées pendant les trois périodes d'échantillonnage. Les densités totales moyennes étaient maximales dans la Région II (1565.0 cellules/ml). Les densités totales moyennes étaient légèrement plus faibles dans la région III, variant de 711.0 à 1318.0 cellules/ml. Les densités totales moyennes minimales, variant de 279.0 à 727.0 cellules/ml étaient combinées aux valeurs maximales de turbidité et de matières totales en suspension.

Les variations saisonnières de l'abondance relative des principaux groupes de phytoplancton, calculées à partir de la densité totale, sont indiquées à la Figure 15. Dans la Région I, les Bacilloriophycées représentaient la proportion maximale de la communauté de phytoplancton pour toute l'étude, sauf en ce qui concerne une faible population de Cryptophycées, Rhodomonas minuta, constatée à la Station 2 pendant le dégel en juillet 1978. Hobbie et al, (1973) ont enregistré des abondances maximales de R. minuta sous la glace, en juin, au lac Peters, (Alaska).

Dans la Région II, les densités totales maximales atteignaient jusqu'à deux fois les chiffres totaux enregistrés dans la Région I (tableaux 12, 13 et 15). Les Bacillariophycées, principalement Cyclotella glomerata, étaient généralement encore en grand nombre, mais les Chrysophycées (principalement (Chrysochromulina parva, Dinobryon sociale, Kephyrion spp. et Ochromonas spp.) et les Chryptophycées (comme R. minuta) étaient généralement plus abondante que dans la Région I.

Dans la Région III, les Bacillariophycées représentaient encore une partie importante de la population de phytoplancton, mais les Chrysophycées augmentaient en nombre, même par rapport à leur abondance dans la Région II. Une autre différence notable entre la Région III et les deux autres régions étaient la présence de Pyrrophycées absents dans le reste du lac.

Biomasse. De façon générale, la Région III, la région la moins turbide du lac Ya-Ya, comptait la biomasse totale moyenne maximale variant de 0.2 à 2753.0 mg/m^3. Ces chiffres sont un peu plus faibles que les chiffres de biomasse enregistrés dans les autres lacs de la région du lac Parsons et de l'île Richards des Territoires du Nord-Ouest, mais ils restent dans le même intervalle de variation (McCart et al, 1976).

La biomasse totale moyenne était intermédiaire dans la Région II, (variant de 7.9 à 997.0 mg/l) et minimale (variant de 12.2 à 384.7 mg/m^3) dans la Région I (tableau 12), région caractérisée par les valeurs maximales de turbidité et de matières totales en suspension (figure 14).

Le modèle de variation saisonnière dans l'abondance relative des principaux groupes calculée à partir de la biomasse totale (figure 16) est très semblable à celle calculée à partir des densités totales (figure 15). Le seul changement important était la présence de Pyrrophycées (dinoflagellés) dans la Région III pendant le dégel

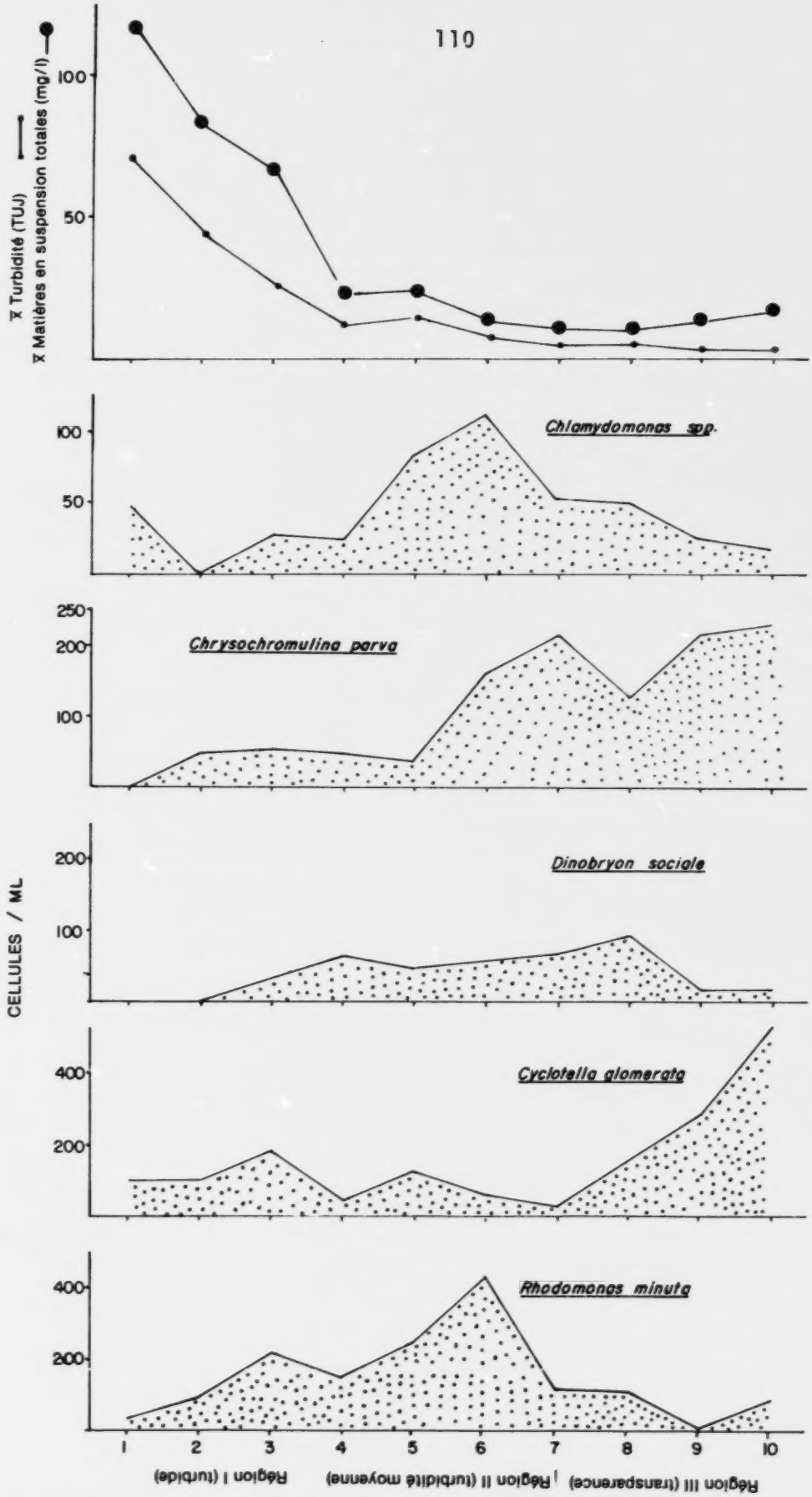

Figure 13. Densités totales (en cellules/ml) pour cinq espèces d'algues dominantes provenant des trois régions du lac Ya-Ya par rapport à la turbidité moyenne (TUJ) et à la moyenne des matières en suspension totales (mg/l).

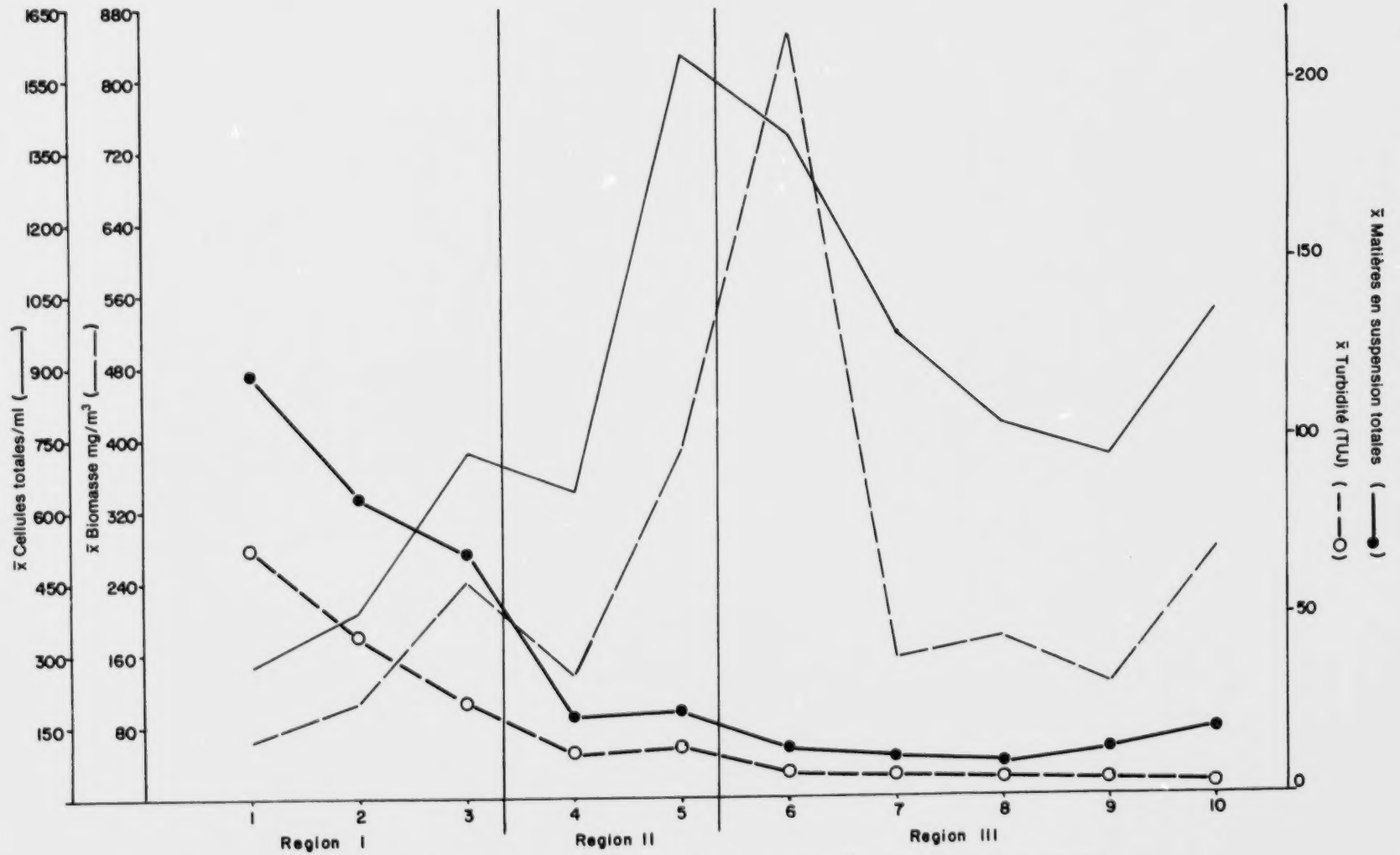

Figure 14. Densités totales moyennes (en cellules/ml) et biomasse totale moyenne (en mg/m^3) par rapport à la turbidité moyenne (TUJ) et à la moyenne des matières en suspension totales (mg/l) pour les trois régions du lac Ya-Ya.

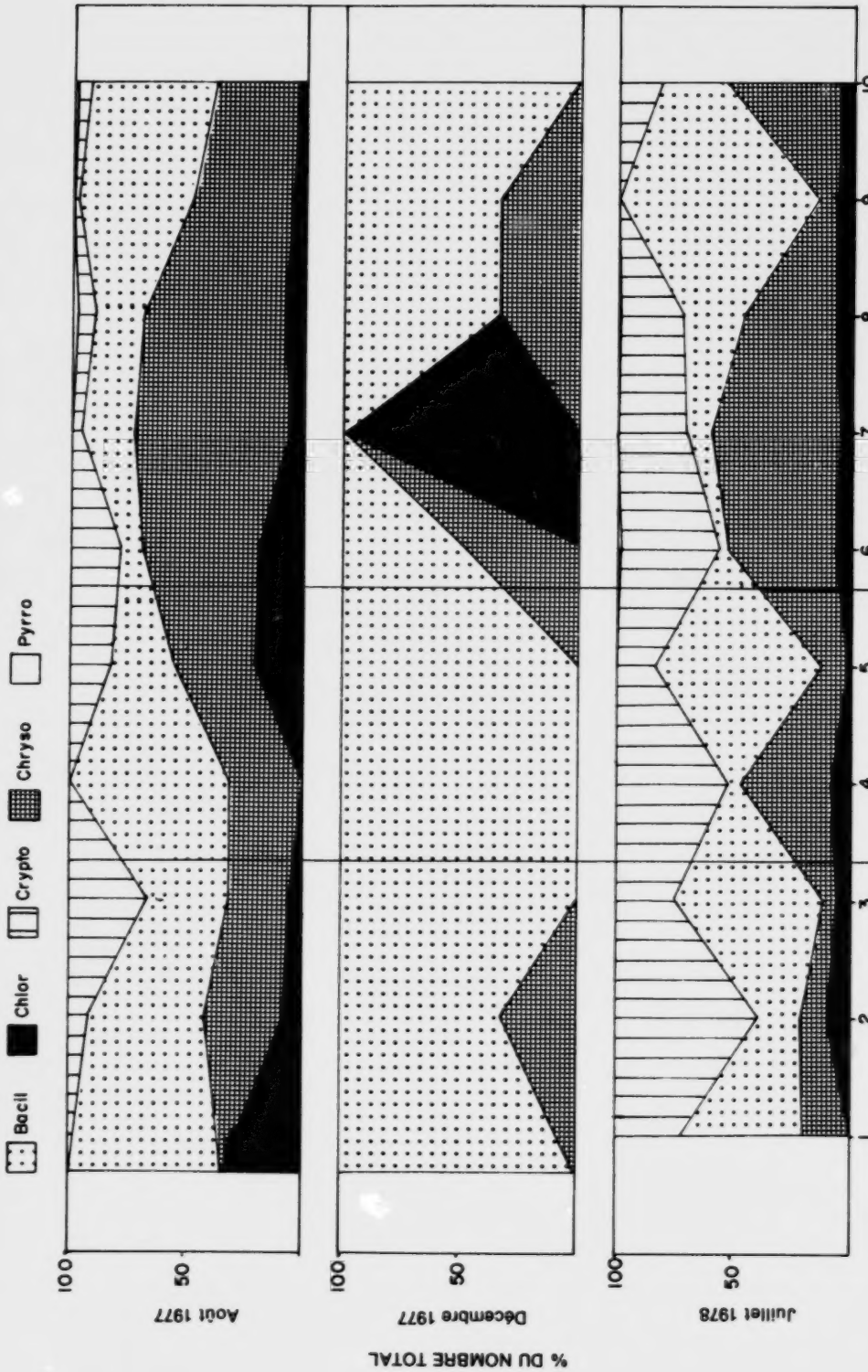

Figure 15. Abondance relative des principaux groupes d'algues calculée à partir du nombre total (en cellules/ml) pour les trois régions du lac Ya-Ya en août et en décembre 1977 et en juillet 1978.

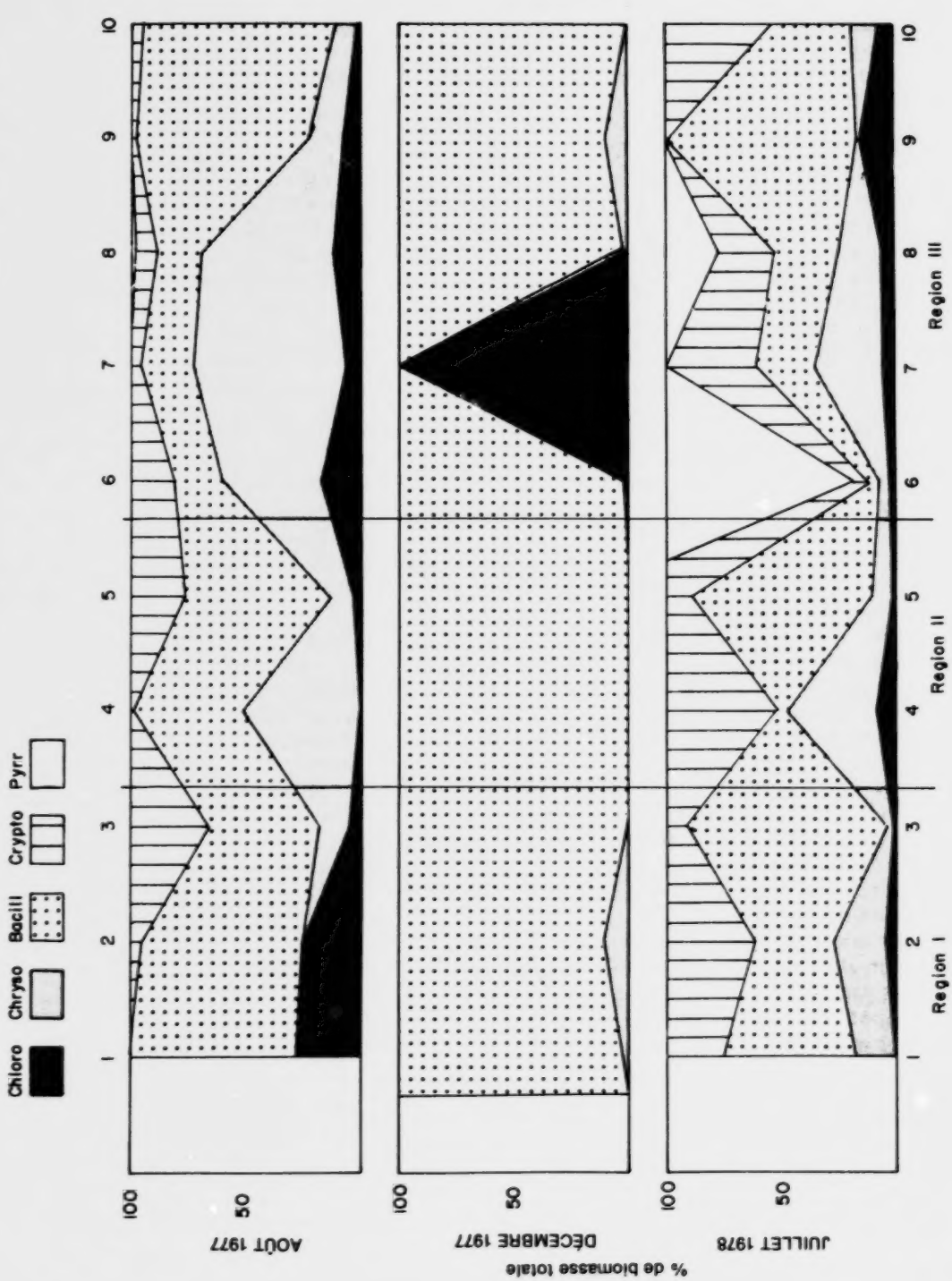

Figure 16. Abondance relative des principaux groupes d'algues calculée à partir de la biomasse totale (en mg/m^3) pour les trois régions du lac Ya-Ya en août et en décembre 1977, et en juillet 1978.

en juillet 1978. Un dinoflagellé, Gymnodinium spp., représentait 81.4% de la biomasse totale. La présence en grande quantité de Gymnodinium peut être liée à la baisse remarquable dans la biomasse de diatomées centriques Cyclotella spp., que les Gymnodinium peuvent absorber. Un phénomène semblable a été observé en Suède (Bertilsson et Gelin, 1975) et dans d'autres lacs aux environs du lac Ya-Ya (McCart et al, 1976). Des populations importantes de dinoflagellés en eaux profondes sous une couverture de glace ont été aussi enregistrées dans le lac Char, à Resolute, (T.N.-O.) (Kalff et Welch, 1974).

Les Bacillariophycées représentaient la plus importante proportion de biomasse dans la Région I, et pendant l'hiver, dans toutes les régions du lac Ya-Ya. Une biomasse élevée de Bacillariophycées a aussi été trouvée dans les zones plus profondes de la Région III (Stations 9 et 10) en août 1977 et juillet 1978. On sait que les Bacillariophycées sont en grand nombre dans les lacs profonds du nord de l'Alaska (Hobbie et al, 1973) et dans le lac Char, (T.N.-O.) (Kalff et Welch, 1974). Chaque semaine, les Chrysophycées et les Cryptophycées étaient surtout en grand nombre pendant la saison des eaux libres. En termes de répartition, ils étaient les plus importants en termes de biomasse dans les Régions II et III, moins importants dans la Région I.

Production primaire. Les résultats des expériences de production primaire effectuées dans trois stations sur le lac Ya-Ya, en août 1977, ainsi qu'un résumé des densités totales, des valeurs de biomasse, et des paramètres physico-chimiques particuliers figurent au tableau 16. Les courbes de production nette pour les trois stations par rapport à la profondeur mesurée avec le disque de Secci, la température (C), et la biomasse des algues sont indiquées à la figure 17. La production primaire aux trois stations variait de 1.41 à 129.6 mg C m^{-2} d^{-1}. Les valeurs maximales ont été enregistrées à la Station 6 située à la limite des Régions II et III, sur le lac Ya-Ya. De la même façon, les mesures de densités totales, de biomasse totale, et de chlorophylle-a ont toutes atteint leur maxima à la Station 6. La Station 8, située dans la Région III, la région la moins turbide du lac Ya-Ya, présentait des valeurs de production de 33.8 mg C m^{-2} d^{-1}. Les valeurs de densités totales, de biomasse totale, et de chlorophylle-a de la communauté de phytoplancton à la Station 8 n'étaient pas aussi élevées qu'à la Station 6, région légèrement plus turbide (voir tableau 16). Les mesures de production aux Stations 6 et 8 semblent correspondre aux résultats des autres études effectuées dans l'Arctique. La productivité du lac Char, (T.N.-O.), a atteint son maximum en juillet et en août, avec 70 mg C m^{-2} d^{-1} (Kalff et Welch, 1974); le lac Imikpuk, (Alaska) présentait une production moyenne pour l'été de 70 mg C m^{-2} d^{-1} (Kalff, 1967), et le lac Schrader (Alaska) avait une moyenne de 72 mg C m^{-2} d^{-1} au cours de l'été (Hobbie, 1964). Sheath et al, (1975b) ont enregistré une production primaire maximale de 46 mg C m^{-2} d^{-1} à la fin d'août, dans un étang de toundra, sur la presqu'île de Tuktoyaktuk. La station présentant les valeurs de production les plus faibles était la Station 2 avec un taux quotidien calculé de 1.41 mg C m^{-2} d^{-1}. La station 2 a aussi enregistré les valeurs minimales de densités totales et de biomasse totale du phytoplancton qui coïncidaient avec les valeurs maximales de turbidité et de matières en suspension totales. La productivité à la Station 2 était probablement très limitée par les conditions de turbidité régnant pendant l'expérience. Par comparaison, les expériences de production primaire, effectuées sur un lac turbide en Alaska, au lac Peters, ont donné des valeurs de 0.6 - 14 mg C m^{-1} d^{-1} (Hobbie, 1964).

Des analyses de la composition de la communauté, pendant la période d'expérience de production primaire, montrent que la Station 6, où se situait la production maximale, avait une importante proportion de Cryptophycées, surtout Rhodomonas minuta

Tableau 16. Résumé des données pour la production primaire (mg CM^{-3} d^{-1}) la densité totale (cellules/ml), la biomasse totale (mg/m^3), la Chlorophylle-a (ug/l), la profondeur Secchi (m), les valeurs de turbidité (TUJ), les matières en suspension totales (mg/l), aux stations 2, 6 et 8 sur le lac Ya-Ya.

Stations	2		6		8	
	$\bar{x}$	Intervalle	$\bar{x}$	Intervalle	$\bar{x}$	Intervalle
Production primaire mg C m^{-2} d^{-1}	-	1.41* - -	-	129.6*	-	33.8* -
Densité totale (cellules m/l)	386.8	54.0 - 852.0	1406.0	71 - 2313.0	949.9	54.0 - 1468.0
Biomasse totale (mg/m^3)	109.2	12.2 - 224.8	761.2	45.4 - 2753.0	256.7	18.4 - 335.6
Chlorophylle a (ug/l)	2.0	1.0 - 2.0	2.5	2.0 - 3.0	1.0	0 - 2.0
Profondeur Secchi (m)		0.04		0.8		2.0
Valeurs de turbidité (TUJ)	44.6	8.7 - 73.0	7.2	4.0 - 11.0	5.2	1.3 - 9.6
Matières en suspension totales (mg/l)	83.9	39.7 - 121.3	13.8	3.3 - 34.0	9.9	1.4 - 30.9

*valeurs réelles

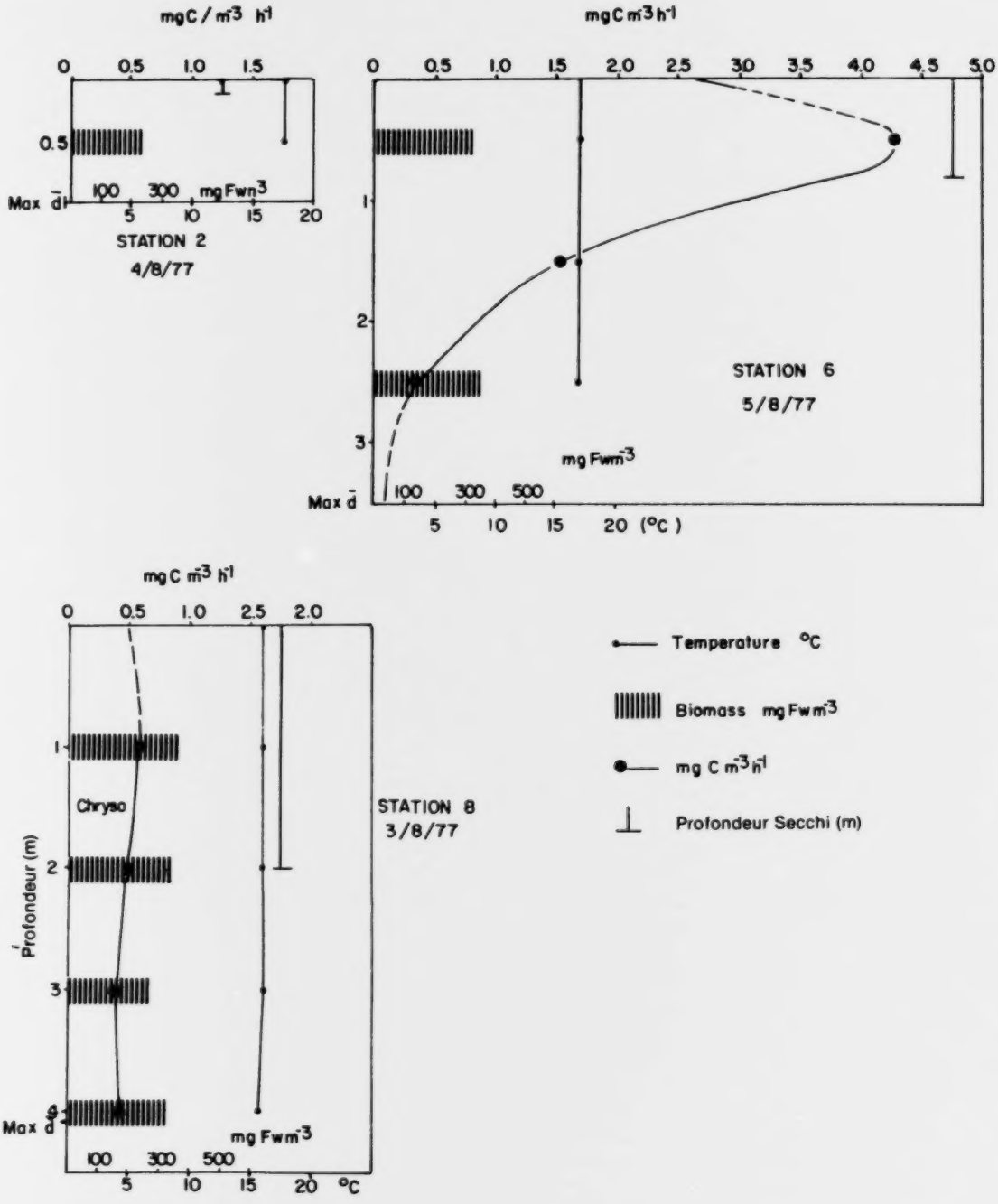

Figure 17. Stations 2, 6 et 8 du lac Ya-Ya: profondeur Secchi, biomasse de phytoplancton et production primaire, en août 1977.

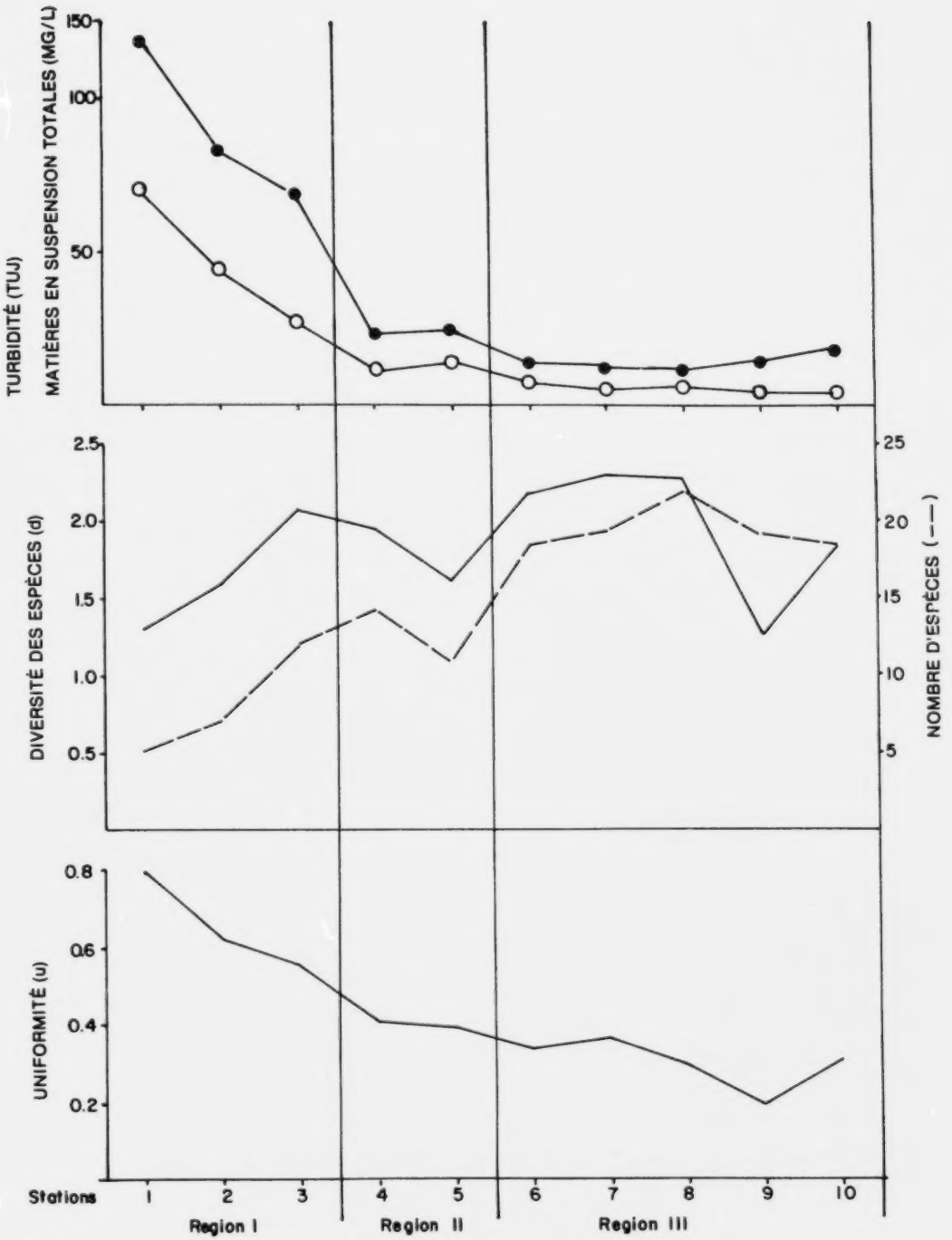

Figure 18. Diversité moyenne des espèces ($\bar{d}$), valeurs moyennes d'uniformité, et nombre moyen d'espèces pour toutes les stations dans les trois régions du lac Ya-Ya au cours de l'enquête. Valeurs moyennes de turbidité (TUJ) et matières en suspension totales moyennes (mg/l).

qui n'étaient pas aussi dominants aux Stations 2 ou 8. On ignore si la présence d'une espèce de Cryptophycées est la cause de la production élevée constatée à la Station 6, mais d'après d'autres données pertinentes, notamment les densités totales et la biomasse totale, il semblerait qu'il y a un autre facteur ou plusieurs facteurs favorisant le développement de la communauté du phytoplancton dans cette région du lac Ya-Ya.

Diversité des espèces et équivalence. En général, les valeurs d et le nombre d'espèces ont augmenté de la région la plus turbide du lac Ya-Ya, Région I, à la région la moins turbide, Région III (Figure 18). Les valeurs moyennes maximales enregistrées pour d et pour les nombres d'espèces à chacune des stations étaient 2.55 et 22, respectivement, ces deux valeurs ayant été obtenues à des stations de la Région III. Il est évident que les conditions aux stations les plus turbides ont empêché le développement d'une communauté stable de phytoplancton. Une valeur d moyenne relativement faible (1.25), enregistrée à la Station 9 dans la Région III, était surtout due à une valeur d extrêmement basse en juillet 1978, à un moment où les diatomées, Cyclotella glomerata, représentaient 86.4% de la communauté de phytoplancton. Contrairement à la valeur d les valeurs moyennes u baissaient, en général, de la Région I à la Région III, ce qui est lié en grande partie aux nombres croissants des espèces de la Région I à la Région III. Dans la Région III, il y a plus d'espèces, avec une disproportion plus élevée dans les nombres d'espèces abondantes et rares.

Lac sans nom

Les données décrivant les communautés de phytoplancton des cinq lacs sans nom figurent au tableau 14. En général, les densités totales (en cellules/ml) étaient beaucoup plus élevées que dans le lac Ya-Ya. Les densités totales, en août, variaient de 2467 à 8975 cellules/ml par rapport à un maximum en août de 2790 cellules/ml (Station 10) au lac Ya-Ya. Les valeurs de biomasse (534.0-1450.9 mg/m^3) étaient, cependant, semblables à celles pour le lac Ya-Ya et correspondaient à l'intervalle de 225-1500 mg/m^3 enregistré par Alexander et Coulon (1973) pour les étangs de toundra en Alaska. En termes de composition de communauté, les communautés de phytoplancton des lacs sans nom, à l'exception du lac C, étaient semblables. Par rapport au lac Ya-Ya, il y avait un manque important de Bacillariophycéees et une représentation relativement plus élevée de Chlorophycées, de Cyanophycées et de Cryptophycées. À partir de la composition de la communauté, c'est-à-dire l'absence de Cyanophycées, la proportion relativement faible de Chlorophycées, et la présence d'espèces dominantes telles que Chlamydomonas spp., Chrysochromulina parva. Cyclotella glomerata et Rhodomonas minuta, le lac C était celui qui ressemblait le plus à la Région III dans le lac Ya-Ya.

Les indices de diversité et les valeurs d'uniformité pour les lacs sans nom sont légèrement plus élevés, mais comparables aux valeurs enregistrées dans la Région III du lac Ya-Ya.

Conclusions

1. Un total de 123 espèces d'algues ont été identifiées dans le lac Ya-Ya et les cinq lacs sans nom.

2. Les Bacilloriophycées (diatomées) étaient un groupe important dans les Régions II et III du lac Ya-Ya. Les Chrysophycées étaient seconds en importance totale et augmentaient de la Région I à la Région III.

3. Les Cryptophycées étaient moyennement importants dans toutes les régions du lac Ya-Ya, suivies par les Chlorophycées et les Pyrrophycées qui étaient d'une importance totale moindre.

4. Les nombres d'espèces étaient maximaux dans la Région III du lac Ya-Ya en raison d'importantes augmentations des nombres d'espèces parmi les Chrysophycées et les Bacillariophycées.

5. Cinq des espèces dominantes' Chlamitaldomonas spp., Chrysochromulina parva, Dinobryon sociale, Cyclotella glomerata et Rhodomonas minuta avaient une production de cellules moyenne maximale dans la Région III.

6. Les densités totales moyennes atteignaient leur maximum dans la Région II, tandis que les valeurs de biomasse totale étaient maximales dans la Région III. La Région I présentait les valeurs minimales des densités totales moyennes et de biomasse totale.

7. Les valeurs de production primaire (mg $C\,m^{-2}d^{-1}$) relevées à trois stations du lac Ya-Ya allaient de 1.41 à 129 mg $C\,m^{-2}\,d^{-1}$ et étaient maximales dans la Région III. Les valeurs de production correspondaient aux résultats des autres études de la productivié primaire dans l'Arctique.

8. Les taux de production primaire minimaux ont été enregistrés dans la Région I, probablement en réponse à la forte turbidité et aux concentrations élevées de matières totales en suspension dans cette région.

9. Les taux de production dans la Région I correspondent étroitement aux valeurs de productivité enregistrées dans un lac turbide de la partie arctique de l'Alaska.

10. Les indices de diversités des espèces et le nombre d'espèces avaient tendance à augmenter de la région très turbide du lac Ya-Ya (Région I) à la région la moins turbide (région III).

11. Dans les cinq lacs sans nom, les densités totales et la biomasse du phytoplancton étaient en général plus élevées que dans le lac Ya-Ya.

12. Les Bacillariophycées étaient beaucoup moins importants dans les lacs sans nom que dans le lac Ya-Ya.

13. Sur les cinq lacs sans nom, le lac C révélait les plus grandes similarités avec la Région III du lac Ya-Ya.

LE ZOOPLANCTON

par

D.W. Maywood, M.Sc.

ZOOPLANCTON

Introduction

Les objectifs de l'étude du zooplancton étaient les suivants:

1) comparer la répartition, l'abondance, la diversité et l'uniformité des espèces dans des parties envasées et non envasées du lac Ya-Ya;

2) déterminer si des lacs voisins peuvent servir de sites témoins par rapport auxquels il est possible de mesurer les modifications zooplanctoniques dans le lac Ya-Ya;

3) déterminer si la répartition verticale des organismes zooplanctoniques d'un lac arctique varie au cours d'une période d'éclairement de 24 heures.

Méthodes

Les échantillons ont été recueillis dans un filet à plancton de type Wisconsin (diamètre d'ouverture: 12 cm, ouverture de maille: 65 à 70 um) en effectuant trois levées verticales successives à environ 0.5 m/s du fond jusqu'à la surface. Les échantillons obtenus des trois levées, à chaque station et date de prélèvement, ont été mélangés pour former un seul échantillon conservé dans la formaline (5%) dont le pH a été établi à une valeur variant entre 7.0 et 7.3 à l'aide de tétraborate de sodium. La profondeur a été déterminée à chaque station pour permettre le calcul du volume d'eau échantillonné. La collecte d'échantillons a eu lieu une fois en août 1977, en décembre 1977 et en juillet 1978 dans le lac Ya-Ya, et une fois en août 1977 dans les lacs A à E inclus dans le relevé.

La migration verticale dielle du zooplancton a été étudiée à la station 8 (profondeur de 4 m) les 4 et 5 août 1977. Le temps est demeuré calme (vent 8 km/h), ensoleillé malgré une légère brume, sans nuages et chaud pendant toute la durée des travaux. Les relevés du pyrhéliomètre pendant la période d'échantillonnage ont été établis (voir la section sur le phytoplancton). Des échantillons ont été prélevés à 0.5 m, 2 m et 4 m à 9 h le 4 août et à des intervalles de 4 heures après, jusuq'à 9 h inclus le 5 août, à l'aide d'un piège à plancton Patalas-Schindler de 31.25 L (Schindler, 1969). Chaque échantillon a été conservé de la façon décrite antérieurement.

Les organismes ont été identifiés et comptés en laboratoire, à l'aide d'un microscope stéréoscopique (grossissement de 50x). En général, l'échantillon en entier faisait l'objet d'un examen et d'une numération, mais les gros échantillons ont été séparés en parties aliquotes (2 à 4) avec un appareil diviseur de plancton. Les constituants d'une partie aliquote individuelle étaient ensuite examinés et comptés. Les identifications ont été effectuées à l'aide de clés et de descriptions contenues dans Wilson et Yeatman (1959), Brooks (1957, 1959), Deevey et Deevey (1971), Edmondson (1959), Brandlova et al, (1972) et Ruttner-Kolisko (1972).

Les indices de diversité Shannon-Weaver corrigés quant à l'écart ($\bar{d}$) $\pm$ l'erreur-type (E.T.) ont été calculés selon la formule fournie par Poole (1974: 390-393). Les indices d'uniformité (u) ont été estimés à partir du tableau 1 de Lloyd et Ghelardi (1964). Les calculs de $\bar{d}$ et u sont expliqués dans la section sur le phytoplancton.

L'efficacité de filtration des filets à plancton semblables à ceux utilisés dans la présente étude peut varie de 15% à 30%, mais se trouve plus souvent dans la partie inférieur de cet invervalle (par ex., Rawson, 1942; Anderson, 1967, 1968, 1970). Au cours du présent relevé, une efficacité nette de filtration de 18% a été supposée pour le calcul des densités de zooplancton.

Résultats et interprétation

Composition des espèces

Les espèces de zooplancton identifiées dans le lac Ya-Ya apparaissent aux tableaux 17 à 19. Les crustacés les plus abondants étaient Diacyclops bicuspidatus thomasi, Cyclops scutifer et Diaptomus sicilis. Ont été identifés en moins grand nombre Epischura lacustris, E. Nevadis, Limocalanus macrurus, Bosmina longirostris et Daphnia retrocurva. La présende de Daphnia middendorffiana a été relevée en petit nombre, à une seule station au cours de l'hiver. Le rotifère le plus abondant était une forme sans lorica non identifiée, mais Deratella cochlearis et Kellicottia longispina s'y trouvaient également.

La plupart des espèces zooplanctoniques présentes au cours de l'été 1978 étaient absentes au cours de l'hiver 1977, et ces organismes n'ont pas été retrouvés au printemps de 1978 soit à cause de leur absence ou de leur trop grande immaturité pour une idenfication. Il est fort possible qu'en hiver, la plupart des espèces existent sous forme d'oeufs et n'ont pu par conséquent être prélevées. Au printemps, la majeure partie des espèces étaient trop immatures pour être identifiées.

La plupart des crustacées planctoniques découverts dans le lac Ya-Ya et les cinq lacs étudiés (tableau 20) sont des espèces communes dans l'Arctique et toutes ont été observées ailleurs dans la région immédiate de l'étude (Reed, 1959; Slaney, 1975; McCart et al, 1976). L. Macrurus est considéré comme une espèce relique avec des affinités marines (Hutchison, 1967: 206), et est commun dans l'estuaire du Mackenzie voisin (Slayney, 1975). Les principaux rotifères relevés appartiennent tous à des espèces communes et répandues (Edmonson, 1959).

Abondance, Diversité et Uniformité

La figure 19 montre l'abondance des principales espèces de crustacés planctoniques par rapport aux concentrations de solides en suspension et à la transparence de Secchi à chaque station. Des valeurs de diversité ($\bar{d}$) et d'uniformité (u) qui décrivent la communauté zooplanctonique à chaque station sont également présentées. Seules les données recueillies à l'été de 1977 et au printemps de 1978 apparaissent: la population zooplanctonique dans les prélèvements de l'hiver 1977 était trop faible pour que ces données puissent être interprétées avec un degré suffisant de confiance (tableau 18).

Tableau 17. Abondance (nombre d'organisme par litre), diversité ($\bar{d}$) et uniformité (u) du zooplancton dans le lac Ya-Ya à la fin de juillet et au début d'août 1977.

Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Profondeur (m)	2.0	5.3	1.9	2.2	2.0	5.4	3.1	4.5	4.3	46.6
Rotifères										
Kellicottia longispina (kellicott)		4.95			6.40	2.55	10.12	2.65	10.15	
Keratella cochlearis (Gosse)		1.24			6.40	2.55		3.54	6.33	
Formes sans lorica non identifiées					22.3	153.6	38.74	5.31	6.33	
Cladocères										
Bosmina longirostris (Müller)		0.03	0.34		0.16	0.03	0.05			
Daphnia retrocurva Forbes		0.18	0.69		0.82	0.21	0.16		0.04	
Copépodes										
Diaptomus sicilis Forbes		0.03	0.34		0.57	0.33	0.74	2.18	2.25	
Epischura lacustris Forbes	0.24	0.03	0.43		0.57	0.64	0.26		0.11	
E. nevadensis Lilljeborg	0.16	0.31	0.60		0.41	0.21	0.16			
Limnocalanus macrurus Sars		0.03	0.17		0.41	0.94	0.16	0.33	0.50	
Larves copépodites de calanoïde		0.52	2.16		3.03	5.70	4.38	26.64	19.95	
Cyclops scutifer Sars		0.06	0.95		0.90	-.30	0.40	3.35	9.67	
Diacyclops bicuspidatus thomasi Forbes	0.24	0.90	5.52		7.61	0.70	1.80	0.44	0.23	
Larves copépodites de cyclopoïde	0.41	2.47	7.60		13.01	3.27	7.34	3.78	4.00	
Nauplius de copépode	0.16	2.47	9.32		12.36	3.00	10.35	20.70	18.89	
Total	1.21	7.04	28.12		39.85	15.33	25.80	57.42	55.64	
Nombre d'espèces	3	10	8		11	11	10	7	9	
$\bar{d} \pm$ E.T.	0.957 ± 0.062	1.155 ± 0.070	1.351 ± 0.112		1.544 ± 0.042	0.457 ± 0.027	0.827 ± 0.034	1.692 ± 0.024	1.612 ± 0.021	
e	0.67	0.30	0.38		0.36	0.18	0.20	0.57	0.44	

Aucun prélèvement

Tableau 18. Abondance (nombre d'organisme par litre), diversité ($\bar{d}$) et uniformité (u) du zooplancton dans le lac Ya-Ya en décembre 1977.

	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Profondeur (m)	0.3	0.3		2.4	2.5	2	5	4	5	10
Rotifères										
Kellicottia longispina				-	-	-	1.28	1.06	1.28	-
Cladocères										
Daphnia middendorffiana Fischer				-	-	-	-	-	-	0.07
Copépodes										
Diaptomus sicilis				0.27	1.05	-	1.11	0.33	0.20	2.88
Limnocalanus macrurus				0.14	-	0.66	0.39	1.47	0.46	1.05
Nauplius							0.43	1.60	0.43	1.06
Ostracode				-	-	-	-	-	-	0.07
Total	0	0		0.41	1.05	0.66	3,21	4.46	2.36	5.13
Nombre d'espèces	0	0		2	1	1	3	3	3	4
$\bar{d} \pm$ E.T.	-	-		0.553 ± 0.133	0 ± 0	0 ± 0	0.989 ± 0.043	0.944 ± 0.055	0.830 ± 0.084	0.720 ± 0.048
u	-	-		1.00	1.00	1.00	0.67	0.67	0.67	0.50

Tableau 18. Abondance (nombre d'organisme par litre), diversité ($\bar{d}$) et uniformité (u) du zooplancton dans le lac Ya-Ya en décembre 1977.

	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Profondeur (m)	0.3	0.3		2.4	2.5	2	5	4	5	10
Rotifères										
Kellicottia longispina					-	-	-	1.28	1.06	1.28
Cladocères										
Daphnia										
middendorffiana Fischer				-	-	-	-	-	-	0.07

Kellicottia longispina

Tableau 19. Abondance (nombre d'organismes par litre), diversité ($\bar{d}$) et uniformité (u) du zooplancton dans le lac Ya-Ya en juillet 1978.

Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Profondeur (m)	2.0	2.1	2.5	2.2	2.4	5.5	2.0	4.4	5.0	37.5
Copépodes										
Diacyclops bicuspidatus thomasi	0.66	0.55	0.26	-	3.00	3.33	15.39	13.40	4.19	5.38
Diaptomus sicilis	-	-	-	0.30	0.41	0.48	6.22	4.76	3.41	5.87
Limnocalanus macrurus	0.16	0.16	-	1.27	0.68	0.48	2.62	0.30	0.26	3.91
Cyclopoïdes immatures	-	-	-	-	0.41	0.24	-	-	-	-
Calanoïdes immatures	-	-	-	0.74	3.27	0.71	3.60	2.98	1.05	0.98
Nauplius	-	0.23	0.26	6.62	33.98	4.53	4.58	8.04	3.14	9.29
Cladocères										
Organismes cladocères immatures	-	-	-	0.07	-	-	-	-	-	-
Rotifères										
Kellicottia longispina	-	-	-	-	-	-	-	0.30	-	-
Autres	-	-	0.13	-	-	-	-	-	-	0.00
Total	0.82	0.94	0.65	9.0	41.75	9.77	32.41	29.48	12.05	25.43
Nombre d'espèces	2	2	2	3	3	3	3	4	3	4
$\bar{d} \pm$ E.T.	$0.450^{\pm}_{-}$	$0.474^{\pm}_{-}$	$0.553^{\pm}_{-}$	$0.604^{\pm}_{-}$	$0.739^{\pm}_{-}$	$0.677^{\pm}_{-}$	$0.874^{\pm}_{-}$	$0.717^{\pm}_{-}$	$0.386^{\pm}_{-}$	$1.086^{\pm}_{-}$
	0.175	0.174	0.133	0.164	0.097	0.067	0.035	0.034	0.066	0.003
u	1.00	1.00	1.00	0.67	0.67	0.67	0.67	0.50	0.33	0.75

Comparativement à leur nombre relevé en d'autres stations, plusieurs espèces de crustacés étaient abondantes en des sites où les concentrations de solides en suspension atteignaient environ jusqu'à 35 mg/l, mais ces organismes étaient absents ou à peu près en des sites où les solides en suspension dépassaient 100 mg/l. La population de rotifères avait tendance à être faible dans tout le lac, à l'exception d'un type sans lorica non identifié dont la présence était commune, voire abondante aux stations 5 à 7 au cours de l'été 1977. Il n'y avait pas de corrélation régulière entre la diversité ($\bar{d}$) et les concentrations de solides en suspension ou la transparence de Secchi (figure 19). L'abondance et la diversité des espèces auraient montré les mêmes relations avec la turbidité après agitation est en étroite corrélation avec les solides en suspension (p. 39).

Dans les échantillons recueillis au cours de l'été 1977, il semblait y avoir très peu de différence, voire aucune, dans l'uniformité (u) entre les stations très envasées et légèrement envasées. Au cours du printemps 1978 cependant, u était apparemment plus élevé aux stations très envasées qu'à celles qui l'étaient légèrement (figure 19, tableau 19). Pour des valeurs faibles d'abondance et de diversité spécifiques du zooplancton du lac Ya-Ya, u ne peut prendre qu'un petit nombre de valeurs fixes quand les calculs sont effectués à partir de la table Lloyd et Ghelardi (1964). Par conséquent, u représentera un indicateur incertain et peu sensible aux changements dans une telle communauté simple. Dans des communautés plus complexes cependant, u peut devenir un indicateur sensible des contraintes environnementales (Weber, 1973).

Les concentrations élevées de solides en suspension semblent être la cause la plus probable des faibles valeurs d'abondance et de diversité observées aux stations de la région I. Il y avait un léger écoulement d'eau, mais discernable aux stations 1, 2 et quelquefois 3, depuis le canal Tununuk vers la rivière Ya-Ya (J. Den Beste, Aquatic Environments Limited, communication personnelle) qui aurait pu entraîner le zooplancton et l'éloigner de ces stations. Il est peu probable, cependant, que ce phénomène soit entièrement responsable de la quasi-absence du zooplancton à ces stations. De grandes rivières au cours lent, comparable au Mackenzie, possèdent typiquement une communauté zooplanctonique, bien qu'elle soit très réduite à certaines périodes où la turbidité est élevée (Hynes, 1970: 98). La plupart des particules de vase étaient assez petites pour passer à travers le filet à plancton, de sorte qu'il pouvait n'y avoir guère de différence dans l'efficacité de filtration du filet aux stations envasées et non envasées. Quelques-unes des stations légèrement envasées étaient à une profondeur considérablement plus grande que celles très ensablées, mais aucune espèce n'a semblé se limiter aux sites en profondeur (figure 19).

Les matières organiques et les fines matières inorganiques non retenues par les filtres en fibre de verre sont à l'origine du faible degré de transparence observé aux stations 4 à 7, en dépit de la concentration relativement basse de solides en suspension à ces stations (tableau 3, figure 19). La grande abondance de plusieurs espèces d'organismes zooplanctoniques aux stations 4 à 7, alors que les valeurs de la transparence de Secchi sont faibles, indique que si l'envasement est à l'origine de la rareté du zooplancton dans la région 1, les grosses particules constituent le facteur nuisible pour ces organismes. Si tel est le cas, la transparence de Secchi pourrait se révéler une mesure inadéquate de l'envasement visant à protéger les communautés de zooplancton dans des eaux comme le lac Ya-Ya.

Tableau 20. Abondance (nombre d'organismes par litre), diversité (d) et uniformité (u) du zooplancton dans cinq lacs étudiés près du lac Ya-Ya à la fin de juillet au début d'août 1977.

Lac	A	B	C	D	E
Rotifères					
Asplanchna	0.85	11.73			0.68
Brachionus	5.88				
Filinia	2.49				
Kellicottia longispina	20.13	25.50	25.63	24.38	144.22
Keratella cochlearis	155.36	319.50	6.40	5.25	74.20
Ploesoma		103.90[a]	0.72		
Polyarthra		5.90			53.05
Trichocerca	0.85	13.70			
Formes sans lorica non identifées	15.10		54.46		4.24
Cladocères					
Alona sp.					0.34
Bosmina longirostris	0.06	2.62	0.07	0.55	6.05
Chydorus sphaericus (Müller)		0.49			
Daphnia middendorffiana				4.16	
D. retrocurva			0.96	0.11	
Holopedium gibberum Zaddach					
Copépodes					
Diaptomus arcticus Marsh				0.87	
D. pribilofensis Juday et Muttkowski	0.23			7.54	
D. sicilis			1.24		
Diaptomus sp. (immature)					0.34

(à suivre)

Tableau 20 (suite)

Lac	A	B	C	D	E
Epischura lacustris	0.11[b]		0.75		0.34
Eurytemora	0.11[b]				0.06
Limnocalanus macrurus			0.56	0.11	
Cyclops scutifer			0.17		
Diacyclops bicuspidatus thomasi			6.05	0.66	
Larves copédites de calanoïde	2.32	3.28	1.59	62.76	0.23
Larves copépodites de cyclopoïde	0.11	0.66	9.56	35.21	0.23
Nauplius	53.28	3.85	28.82	417.46	15.89
Larves copépodites d'harpactocoïdes	0.17				
Total	257.11	491.13	136.98	559.06	299.87
Nombre d'espèces	13	8	11	9	10
$\bar{d}$ + E.T.	0.853 ± 0.020	1.039 ± 0.014	1.249 ± 0.014	1.324 ± 0.050	1.193 ± 0.011
u	0.15	0.25	0.27	0.33	0.30

[a] P. truncatum (levander) et P. lenticulare Herrick sont tous les deux présents

[b] E. composite Keiser

Peu d'études semblent avoir été effectuées ailleurs quant aux effets de l'envasement sur le zooplancton. La seule recherche expérimentale dans les eaux arctiques est celle de March et al, (1977) qui n'ont aonstaté qucun changement dans l'abondance du zooplancton d'un étang de toundra peu profond (profondeur maximale: 30 cm) pendant une période allant jusqu'à cinq semaines après l'addition de vase (500 mg/l). Peut-être en raison de la rapidité de la sédimentation, la concentration maximale de solides en suspension n'a atteint que 64 mg/l de plus que le site-témoin (apparemment 1 à 3 mg/l). Les observations de certains lacs peu profonds dans des régions semi-arides indiquent également que le zooplancton s'adapte très bien aux milieux très envasés. En fait, il se pourrait que la vase soit la base de leur chaîne alimentaire (Daborn, 1975)

D'autre part, certaines observations confirment l'hypothèse selon laquelle l'envasement peut réduire les populations de plancton. Rawson (1956) a remarqué qu'une turbidité élevée occasionnelle due à la charge de base de la rivière des Esclaves était liée à une réduction de l'abondance du plancton à certaines stations du Grand lac des Esclaves. Benson et Cowell (1967), citant des rapports inédits, ont déclaré que la turbidité semblait le facteur capital dans la limitation de l'abondance du plancton dans les réservoirs de la rivière Missouri, et des travaux antérieurs sur la rivière Missouri elle-même (Berner, 1951) ont indiqué que la faible abondance du plancton était due tout au moins en partie, à des eaux très turbides. D'autres études, selon lesquelles le plancton des grandes rivières peut être réduit par une turbidité élevée, sont citées par Hynes (1970:98). Slaney (1975:89) a remarqué l'absence des copépodes à plusieurs stations dans l'estuaire du Mackenzie, lorsque la turbidité était élevée (540-680 ppm) et leur réapparition lorsque cette turbidité tombait entre 150 et 400 ppm.

Les résultats de la présente étude et de travaux antérieurs indiquent que la relation entre l'envasement et l'abondance et la diversité du zooplancton n'est pas simple. Sans aucun doute, la composition des espèces constitue un facteur important. Les résultats du présent relevé montrent que la granulométrie et le type de particules pourraient jouer un rôle. Il serait extrêmement profitable d'effectuer dans le futur des études expérimentales sur le terrain et en laboratoire afin de déterminer directement les effets des charges élevées de vase sur les communautés zooplanctoniques.

Comparaison des lacs étudiés

Bien que caractérisés par une turbidité et une concentration de sédiments en suspension relativement faibles, quatre des cinq lacs étudiés (a, B, D et E) présentaient des populations de zooplancton différant de façon marquée de celles de stations comparables, légèrement envasées de la région III du lac Ya-Ya (voir les tableaux 17 et 20). Il y avait des différences dans la composition et l'abondance des espèces. Seul le lac C ressemblait suffisamment, semble-t-il, à la région III du lac Ya-Ya quant à la composition et à l'abondance spécifiques pour servir de zone-témoin adéquate dans la mesure des effets de l'envasement.

Si des stations-témoins n'avaient pas été accessibles dans le lac Ya-Ya, il aurait été possible d'utiliser, en guise de solution de rechange, un ou plusieurs des lacs voisins comme exemples de sites relativement peu envasés (par ex., Berger, 1977: Vol. II, p. 114, article 8). Cependant, l'emploi des lacs A, B, D, ou E comme zones-témoins aurait conduit à de fausses conclusions concernant les effets de l'envasement sur le zooplancton dans le lac Ya-Ya, même si ces plans d'eau res-

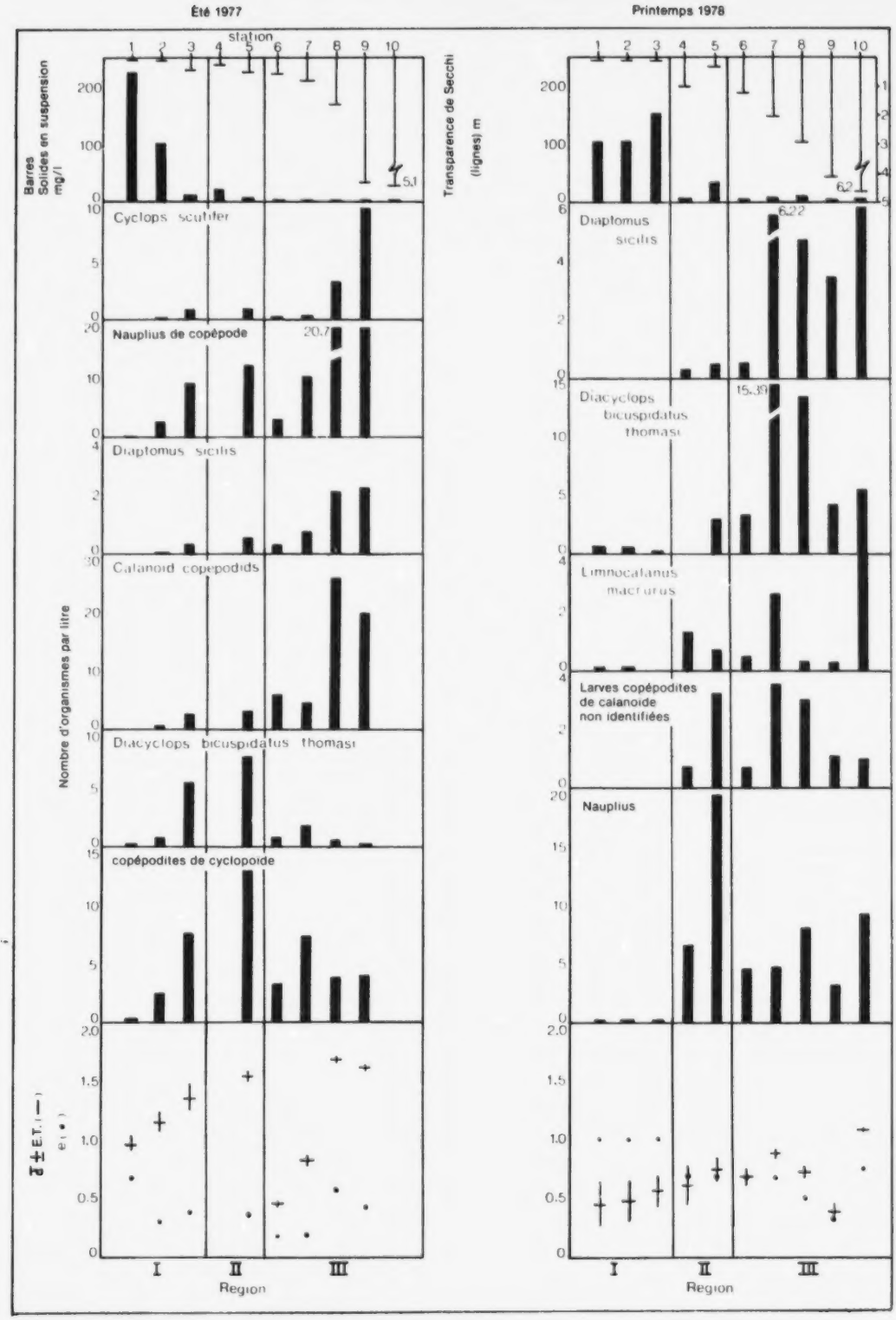

Figure 19. Solides en suspension, transparence, uniformité, diversité et répartition des crustacés zooplanctoniques dans le lac Ya-Ya, 1977-1978.

semblaient aux sites envasés quant à leur faible profondeur. Les effets auraient apparu beaucoup plus marqués qu'ils ne l'étaient en réalité. Seul le lac C aurait servi adéquatement de zone-témoin en dépit du fait qu'il était considérablement plus profond que les zones envasées du lac Ya-Ya. Cependant, en superficie, le lac C ressemblait plus étroitement au lac Ya-Ya que les plus petits lacs A, B, D et E. Il est donc clair que le choix d'un lac comme zone-témoin entraîne un risque considérable et ne devrait être effectué qu'après une étude sérieuse.

Migration verticale

L'étude prévoyait une comparaison des changements diel dans la distribution verticale du zooplancton à un endroit très envasé et un autre, légèrement, dans le lac Ya-Ya, mais le nombre d'organismes zooplanctoniques dans les stations très envasées était trop faible pour un travail comparatif satisfaisant (figure 18). En guise de solution de rechange, la migration verticale a été étudiée à un endroit légèrement envasé, la station 8), afin de déterminer si des organismes zooplanctoniques soumis à un éclairement de 24 heures effectuent une migration dielle.

Les changements diels dans l'éclairement et la répartition verticale de toutes les espèces zooplanctoniques assez abondantes pour apparaître régulièrement dans les échantillons sont présentés à la figure 20 et classés au tableau 21.

Hutchison (1967:806) a décrit le comportement migratoire typique du zooplancton comme "... un mouvement ascendant à la fin de l'après-midi et en soirée, une dispersion descendante nocturne, un mouvement ascendant juste avant l'aube, et enfin, une descente et un séjour prolongé dans les eaux profondes au cours de la journée." Toutes les principales espèces de zooplancton du lac Ya-Ya ont présenté un comportement très semblable, à l'exception de Keratella cochlearis qui a monté continuellement de 9 h à 21 h (figure 21), et Limnocalanus macrurus qui n'a manifesté que peu de changement dans la répartition verticale au cours de la période de l'étude. Le faible nombre de K. cochlearis et L. macrurus recueillis rend cependant impossible l'interprétation de données descriptives, avec un certain degré de confiance. Les types de migration verticale de Kellicottia longispina et Cyclops scutifer différaient légèrement du cas typique en ce que Kellicottia n'a montré aucun signe de mouvement ascendant à l'aube et que Cscutifer est demeuré à la surface jusqu'à 13 h au moins.

Le régime diel d'éclairement est considéré comme le principal facteur déterminant la migration verticale du zooplancton (Hutchison 1967:806). Dans le lac Ya-Ya, les organismes zooplanctoniques présentent un comportement migratoire diel typique en présence d'un éclairement de 24 heures dans lequel l'ensoleillement quotidien minimal est plus de 60% du maximum (figure 20), ce qui prouve que l'obscurité n'est pas nécessaire pour provoquer un comportement typique.

Conclusions

1. La plupart des espèces zooplanctoniques dans le lac Ya-Ya et les lacs étudiés sont communes et répandues dans l'Arctique.

2. La plupart des espèces de zooplancton relevées au cours de l'été, dans le lac Ya-Ya, étaient absentes des échantillons recueillis en hiver et au printemps, probablement parce que la majorité des populations hivernent à l'état d'organismes au repos et d'une maturité insuffisante pour pouvoir être identifiés au printemps.

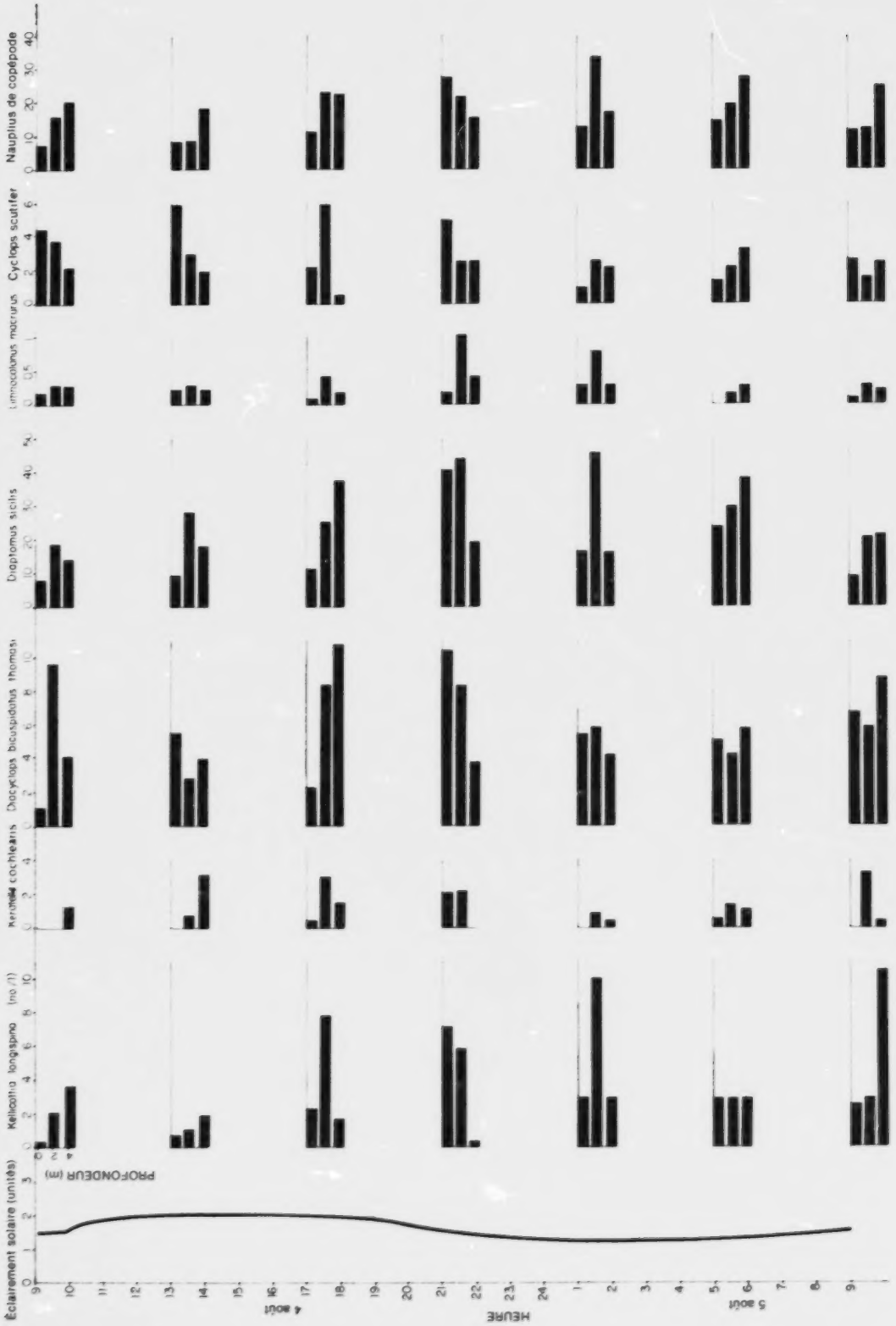

Figure 20. Éclairement solaire et migration verticale du zooplancton dans le lac Ya-Ya, les 4 et 5 août 1977.

Tableau 21. Abondance (nombre d'organismes par litre) du zooplancton selon la profondeur et l'heure à la station 8 du lac Ya-Ya, les 4 et 5 août 1977.

Profondeur (m)	0.5						
Date	Août 4				Août 5		
Heure	9:00	13:00	17:00	21:00	1:00	5:00	9:00
Rotifères							
Kellicottia longispina	0.42	0.64	2.30	7.07	2.91	2.91	2.50
Keratella cochlearis	-	-	0.42	2.08	-	0.42	-
Polyarthra vulgaris	-	-	-	-	-	-	0.83
Cladocères							
Bosmina longirostris	-	-	-	-	-	-	-
Daphnia middendorffiana	-	-	-	0.83	-	0.42	-
Copépodes							
Diacyclops bicuspidatus thomasi	1.06	5.50	2.30	10.40	5.41	4.99	6.66
Diaptomus sicilis	7.49	9.31	11.23	40.35	16.22	23.30	8.74
Epischura lacustris et nevadensis	-	0.16	0.22	-	-	-	-
Limnocalanus macrurus	0.13	0.19	0.06	0.13	0.26	-	0.06
Cyclops scutifer	4.38	5.82	2.08	4.90	0.83	1.25	2.50
Nauplius	7.07	8.38	10.85	27.14	12.06	14.14	11.23

(à suivre)

Tableau 21 (suite)

Profondeur (m)	2.0						
Date	Août 4				Août 5		
Heure	9:00	13:00	17:00	21:00	1:00	5:00	9:00
Rotifères							
Kellicottia longispina	2.08	1.06	7.90	5.82	9.98	2.91	2.91
Keratella cochlearis	-	0.64	2.91	2.08	0.83	1.25	3.14
Polyarthra vulgaris	0.42	-	-	-	-	-	-
Cladocères							
Bosmina longistris	-	-	-	-	0.42	-	-
Daphnia middendorffiana	-	-	-	-	0.42	0.42	0.22
Copépodes							
Diacyclops biscuspidatus thomasi	9.57	2.91	8.32	8.32	5.82	4.16	5.82
Diaptomus sicilis	17.89	27.68	25.38	43.68	45.76	29.54	20.38
Epischura lacustris et nevadensis	-	-	-	-	0.83	-	-
Limnocalanus macrurus	0.26	0.26	0.38	1.02	0.77	0.13	0.26
Cyclops scutifer	3.74	2.91	5.82	2.50	2.50	2.08	1.47
Nauplius	15.80	8.54	22.46	21.22	32.86	19.14	11.65

(à suivre)

Tableau 21 (suite)

Profondeur (m)	4.0						
Date	Août 4				Août 5		
Heure	9:00	13:00	17:00	21:00	1:00	5:00	9:00
Rotifères							
Kellicottia longispina	3.74	1.89	1.66	0.42	2.91	2.88	10.40
Keratella cochlearis	1.25	3.14	1.47	-	0.42	0.96	0.42
Polyartha vulgaris	-	-	0.42	0.42	-	-	0.22
Cladocères							
Bosmina longirostris	-	-	-	-	-	-	-
Daphnia middendorffiana	-	-	-	-	0.42	0.96	-
Copépodes							
Diacyclops bicuspidatus thomasi	4.16	3.97	10.82	3.74	4.16	5.76	8.74
Diaptomus sicilis	13.73	17.89	37.44	19.14	15.81	37.76	21.22
Espischura lacustris et nevadensis	-	-	-	-	-	-	-
Limnocalanus macrurus	0.26	0.19	0.13	0.38	0.26	0.26	0.19
Cyclops scutifer	2.08	1.89	0.42	2.50	2.08	3.20	2.30
Nauplius	20.38	17.89	22.05	15.39	16.64	27.20	24.96

3. L'abondance des crustacés zooplanctoniques était réduite aux stations du lac Ya-Ya présentant des concentrations élevées de solides en suspension.

4. L'indice de diversité ($\bar{d}$) était insensible aux changements dans la communauté zooplanctonique du lac Ya-Ya, mais une anlyse de l'abondance des espèces individuelles a fourni la preuve irréfutable des différences environnementales entre les stations.

5. L'indice d'uniformité (u) établi d'après la table Lloyd et Ghelardi (1964) ne constitue pas un indicateur valable de changements dans les communautés de zooplancton où le nombre d'espèces et d'individus est faible.

6. La transparence de Secchi ne constitue pas un indicateur valable de l'effet d'envasement sur la population zooplanctonique du lac Ya-Ya.

7. En ce qui concerne la compostion et l'abondance du zooplancton, seul la lac C, parmi les cinq lacs étudiés, pourrait servir adéquatement de zone-témoin en fonction de laquelle il serait possible d'évaluer les effets de l'envasement sur le zooplancton du lac Ya-Ya.

8. Le zooplancton du lac Ya-Ya a migré verticalement de façon typique en présence d'un éclairement de 24 heures, ce qui prouve que l'obscurité n'est pas nécessaire pour déclencher un comportement migratoire vertical.

LE ZOOBENTHOS

par

P.T.P. Tsui, Ph. D.

LE ZOOBENTHOS

Introduction

Les objectifs de cette partie de l'étude étaient les suivants:

1) comparer la distribution spatiale et l'abondance relative des espèces dominantes de zoobenthos aux stations envasées et aux stations-témoins du lac Ya-Ya;

2) examiner certaines réactions de la communauté zoobenthique à l'envasement, p. ex., la diversité des espèces, l'uniformité, la diversité taxonomique et la biomasse;

3) déterminer la faisabilité d'utiliser des "normes relatives aux macro-invertébrés" à titre de critères définitifs pour évaluer les dommages écologiques (Berger, 1977)

Méthodes

Des échantillons d'invertébrés benthiques ont été prélevés dans le lac Ya-Ya, près de 10 stations permanentes indiquées à la figure 1. Un transept perpendiculaire au rivage a été effectués à chaque station permanente et des échantillons ont été prélevés en 2 à 5 endroits presque équidistants le long du transept, le nombre de points d'échantillonnage dépendant de la largeur du lac. Leur position était telle qu'ils permettaient d'échantilonner les parties les plus profondes du lac et la zone infralittorale, à l'exclusion de la région littorale peu profonde soumise à l'érosion glacielle. Trois échantillons pris au hasard ont été prélevés à chaque point d'échantillonnage, le long du transept, à l'aide d'une drague Burton-Elannagan Ekman. Cet instrument permet d'échantillonner une superficie de 0.23 m^2.

Trois échantillons ont été prélevés à l'aide d'une drague Ekman en 3 endroits différents le long d'un demi-transept, dans chacun de 5 lacs sans nom étudiés (A, B, C, D et E) pendant l'été 1977.

Les activités d'échantillonnage de l'étude sont résumées au tableau 22. Au total, 234 échantillons ont été pris au hasard, dont 114 pendant la période estivale de 1977 et 120 au printemps 1978.

Les échantillons ont été passés dans un tamis n^o 30 (normes américaines) sur le terrain et ensuite plongés dans une solution préservatrice de 10% de formaline contenant 100 mg/l de rose bengale, colorant vital, facilitant le triage des organismes benthiques. Pendant cette première manipulation, des notes ont été prises sur les caractéristiques du substrat prélevé avec l'échantillon, p. ex., boue, sable, débris, mousse.

Au laboratoire de Calgary de l'AEL, les échantillons ont de nouveau été tamisés de la même façon que sur le terrain pour être ensuite étalés dans des boîtes de Pétri ou des cuvettes émaillées afin de pouvoir séparer les organismes des débris. Les organismes ont tout d'abord été répartis selon le groupe principal (famille, ordre ou classe) et, par la suite, identifié selon le plus petit taxon possible (genre ou espèces).

Tableau 22. Résumé des activités d'échantillonnage des invertébrés benthiques, lac Ya-Ya-, 1977 et 1978.

	Été 1977		Printemps 1978		
Station	Nombre de points d'échan-tillonnage	Nombre d'échantillons pris au hasard	Nombre de points d'échan-tillonnage	Nombre d'échantillons pris au hasard	Nombre total d'échantillons pris au hasard
1	5	15	5	15	30
2	3	9	3	9	18
3	5	15	5	15	30
4	3	9	3	9	18
5	3	9	3	9	18
6	5	15	5	15	30
7	2	6	3	9	15
8	4	12	5	15	27
9	3	9	3	9	18
10	5	15	5	15	30
Totaux	38	114	40	120	234

Les principales catégories taxonomiques de référence utilisées sont notamment celles d'Allen et Edmunds (1961a, 1961b, 1965) de Jensen (1966) Jewett (1959), Needham et al, (1935), Pennak (1953), Ricker (1943, 1964), d'Usigner (1963) et de Ward et Whipple (1959). Les chironomidés ont été identifiés selon une clef provisoire de Hamilton et Saether (clef inédite, Environnement Canada, Institut des eaux douces, Winnipeg).

Les indices de diversité des espèces de Shannon-Weaver et les indices d'uniformité de MacArthur ont été calculés selon les méthodes décrites précédemment pour le phytoplancton.

Outre les échantillons du lac Ya-Ya, des échantillons d'invertébrés benthiques ont été prélevés dans cinq autres lacs (A, B, C, D et E) situés non loin (figure 1). Trois échantillons ont été pris au hasard dans chacun des lacs à trois endroits différents, le long d'un demi-transept pendant la période estivale d'échantilonnage de 1977. Les échantillons ont été préservés et traités de la même façon que ceux du lac Ya-Ya.

Résultats et interprétation

Lac Ya-Ya

Le milieu benthique

Brunskill et al, (1975) ont constaté que les cours d'eau arctiques et subarctique des bassins hydrographiques du fleuve Mackenzie et de la rivière Porcupine charriaient des quantités relativement importantes de sédiments en suspension par région unitaire de bassin versant, en comparaison des autres principaux cours d'eau d'Amérique du Nord. La grande quantité de vase transportée dans la partie sud du lac Ya-Ya par le fleuve Mackenzie a une profonde influence sur les caractéristiques du substrat du lac. Le tableau 23 résume le(s) type(s) de substrat trouvés aux dix stations d'échantillonnage. Les substrats des stations 1 à 4, composés principalement de boue brune et de sable, délimitent probablement la région du lac la plus influencée par l'eau du fleuve. La présence de mousses aquatiques aux stations 7 à 9 révèle l'absence d'influence du fleuve dans ces régions. Lewis (1973) a souligné que la croissance de mousses aquatiques est inhibée dans l'eau vaseuse en raison de l'instabilité des substrats et de la pénétration réduite de la lumière.

Distribution et abondance relative des principaux groupes

Le tableau 24 compare la composition en pourcentage des principaux groupes (surtout des ordres) de zoobenthos trouvé dans les échantillons de 3 régions du lac Ya-Ya. Les données révèlent qu'en 1977 et 1978, et dans chacune des trois régions du lac, les amphipodes étaient le seul groupe en abondance, allant de 35.6% à 72.5% de l'ensemble des échantillons prélevés dans les régions. D'autres groupes abondants, qui peuvent être considérés comme dominants (c.-à-d. constituant plus de 10% de la faune benthique totale des échantillons d'une ou plusieurs régions sont notamment les oligochètes, les diptères et les mollusques.

Parmi les groupes dominants, les amphipodes étaient de loin les plus nombreux, généralement 2.4 fois plus que le deuxième groupe le plus abondant, les mollusques. La plus forte population relative d'amphipodes se trouvait dans la région II en 1977

Tableau 23. Type(s) de substrat aux stations d'échantillonnage du lac Ya-Ya

Station	Type(s) de substrat
1	Boue brune
2	Boue brune
3	Boue brune sable
4	Boue brune sable
5	Boue brune sable débris
6	Boue brune débris
7	Boue brune débris mousse
8	Mousse boue brune débris
9	Mousse boue brune
10	Boue brune débris

Tableau 24. Composition, en pourcentage, des principaux groupes de zoobenthos de 3 régions du lac Ya-Ya, pendant les étés de 1977 et 1978.

Année	Principal taxon	Compostion en pourcentage Région I (Sta. 1-3)	Région II (Sta. 4-5)	Région III (Sta. 6-10)	Moyennes
1977	Oligochètes	27.6	1.9	16.9	15.5
	Nématodes	1.0	3.4	1.8	2.1
	Isopodes	0	0.2	0.7	0.5
	Amphipodes	40.3	58.6	35.6	44.8
	Mysidacées	0	0.5	0.5	0.3
	Ostracodes	0	0	0	0.1
	Trichoptères	0	0	0.2	0.1
	Diptères	8.2	4.4	20.4	11.0
	Mollusques	22.9	30.8	23.8	25.8
1978	Oligochètes	6.9	1.3	8.7	5.6
	Nématodes	0.2	0.2	0.4	0.3
	Isopodes	0	0.6	1.7	0.8
	Amphipodes	72.5	67.0	45.0	61.5
	Mysidacés	0.1	1.3	2.3	1.2
	Ostracodes	1.1	0	0	0.3
	Éphéméroptères	0.2	0	0	0.1
	Trichoptères	0	0	0.4	0.1
	Diptères	11.3	2.7	22.1	12.0
	Mollusques	7.6	26.8	19.3	17.9
1977/78 Combinés	Oligochètes	17.2	1.6	12.8	10.5
	Nématodes	0.6	1.8	1.1	1.2
	Isopodes	0.0	0.4	1.2	0.6

(à suivre)

Tableau 24 (suite)

Année	Principal taxon	Compostion en pourcentage Région I (Sta. 1-3)	Région II (Sta. 4-5)	Région III (Sta. 6-10)	Moyennes
	Amphipodes	56.4	62.8	40.3	53.1
	Mysidacés	0.1	0.9	1.4	0.7
	Ostracodes	0.5	0.0	0.1	0.2
	Éphéméroptères	0.1	0.0	0.0	0.1
	Trichoptères	0.0	0.0	0.3	0.1
	Diptères	9.7	3.5	21.2	11.5
	Mollusques	15.2	28.8	21.5	21.8

Tableau 25. Composition et densité des espèces (nombre/m^2) de zoobenthos dans le lac Ya-Ya, 29 juillet au 5 août 1977.

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Oligochètes	458	135	217	24	14	32	435	438	406	107
Nématodes	-	10	20	39	29	52	29	35	19	12
Isopodes										
Saduria entomon	-	-	-	-	5	-	29	11	5	17
Amphipodes										
Gammarus lacustris	-	-	-	-	-	-	36	663	377	3
Pontoporeia affinis	194	560	429	459	696	128	384	7	1069	310
Mysidacés										
Mysis relicta	-	-	-	5	5	-	14	11	5	12
Ostracodes	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
Trichoptères										
Grensia praeterita	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-
Diptères										
Polypedilum so.	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Protanypus sp. B	-	-	-	-	-	-	29	-	92	9
Tanytarsus sp.	-	-	-	-	-	-	22	11	43	-
Microtendipes sp.	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Rheotanytarsus sp.	-	-	-	-	-	-	14	283	599	-
Paracladopelma sp.	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Bezzia sp.	3	5	-	-	-	-	-	-	-	-

(voir suite)

Tableau 25 (suite)

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Procladius sp.	72	101	17	24	5	3	15	29	10	3
Cryptochironomus sp. A	3	19	3	-	-	-	-	-	-	-
Cryptochironomus sp. B	-	-	6	14	29	38	7	-	-	-
Chironomus cf. atritibia	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichocladius so.	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-
Monodiamesa sp.	-	-	-	-	5	-	7	7	19	-
Monodiamesa tuberculata	-	5	-	-	-	-	-	-	34	-
Zalutschia lingulata	-	-	-	5	-	-	-	4	-	23
Stictochironomus cf. rosenschoeldi	-	-	-	5	-	-	7	80	101	-
Dicrotendipes so.	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
Heterotrissocladius sp.	-	-	-	-	-	6	-	11	24	-
Orthocladius so.	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Conchopelopia sp.	-	-	-	-	-	-	-	11	39	-
Smittia sp.	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Thienemannemyia grp. so.	-	-	-	-	-	-	-	91	-	-
Mollusques										
Pisidium conventus	67	97	-	-	-	84	138	87	246	35
Pisidium casertanum	-	58	-	-	-	-	-	159	43	-
Pisidium compressum	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
Pisidium ventricosum (rotundatum form)	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
Pisidium subtruncatum	-	-	113	111	184	93	36	-	53	-
Pisidium lilljegorgi	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
Pisidium idahoense	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-

(voir suite)

Tableau 25 (suite)

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Pisidium spp. 14	266	26	111	111	46	80	72	585	14	
Sphaerium nitidum	-	-	17	-	-	6	-	18	-	-
Valvata lewisii	-	5	-	-	24	38	-	98	34	-
Valvata sp.	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-
Nombre total de taxons	8	13	9	10	11	13	20	24	22	11
Densité (nombre/m^2)	817	1271	848	797	1107	532	1310	2142	3813	545
Indice de diversité des espèces Shannon-Weaver ($\bar{d}$)	1.78	2.41	1.98	2.01	1.89	3.04	2.81	3.16	3.16	2.08
Uniformité (u)	0.63	0.54	0.56	0.50	0.36	0.92	0.55	0.54	0.59	0.46

Tableau 26. Composition et densité des espèces (nombre/m^2) de zoobenthos dans le lac Ya-Ya, août 1978.

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Oligochètes	203	29	35	24	5	38	101	101	145	122
Nématodes	6	-	3	-	5	9	10	-	5	-
Ostracodes	32	-	9	-	-	-	-	-	-	-
Isopodes										
Saduria entomon	-	-	-	14	-	-	-	-	72	17
Mysidacés										
Mysis relicta	-	-	3	14	14	14	14	9	5	3
Amphipodes										
Gammarus lacustris	-	-	-	-	-	-	97	357	396	-
Pontoporia affinis	678	908	1197	903	570	145	792	168	406	52
Ephéméroptères										
Baetis sp.	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptères										
Grensia praeterita	-	-	-	-	-	-	-	-	19	3
Diptères										
Chironomus cf. atritibia	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
Cladytanytarsus sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-
Conchopelopia sp.	-	-	-	-	-	-	140	12	101	-

(voir suite)

Tableau 26 (suite)

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Cryptochironomus sp. A	14	-	6	10	-	-	-	-	-	-
Cryptochironomus sp. B	67	10	20	-	-	-	-	-	-	-
Cryptochironomus nr. defectus	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Endochironomus sp.	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-
Heterotrissocladius sp.	-	-	-	-	-	32	5	-	-	-
Monodiamesa sp.	23	19	23	10	-	3	19	12	48	6
Polypedilum sp.	-	-	-	-	-	3	-	3	-	-
Procladius sp.	84	24	58	10	14	5	77	9	10	-
Protanypus sp. B	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Psectrocladius psilopterus type	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Stictochironomus cf. rosenschoeldi	43	5	14	-	-	-	5	61	155	-
Tanytarsus sp. -	-	-	-	-	-	301	10	-	-	6
Zalutschia lingulata	-	-	3	-	-	14	106	29	4	-
Bezzia sp.	-	-	-	5	-	3	-	-	-	-
Mollusques										
Pisidium casertanum	-	-	9	-	10	-	19	-	14	-
Pisidium conventus	12	-	3	-	-	17	-	35	53	64
Pisidium idahoense	-	-	-	-	-	-	-	12	-	-
Pisidium lilljegorgi	10	-	-	-	-	12	34	-	14	-
Pisidium subtruncatum	12	-	29	116	100	12	-	14	164	32
Pisidium ventricosum (rotundatum form)	120	-	38	58	121	17	87	14	29	120

(voir suite)

Tableau 26 (suite)

Taxon	Station									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Pisidium spp. 20	-	38	58	121	17	87	14	29	20	
Spaerium nitidum	-	-	-	-	-	9	10	17	24	-
Valvata lewisii	-	-	-	-	5	-	-	-	48	-
Nombre total de taxons	18	6	15	10	11	17	16	14	20	10
Densité (nombre/m^2)	1237	995	1450	1164	859	638	1526	853	1756	325
Indice de diversité des espèces Shannon-Weaver ($\bar{d}$)	2.34	0.61	1.23	1.31	1.65	2.57	2.58	2.71	3.37	2.55
Uniformité (u)	0.39	0.33	0.20	0.30	0.36	0.47	0.50	0.60	0.75	0.80

et dans la région I en 1978. Ces deux années-là, ils étaient relativement les moins nombreux dans la région III. La population relative d'amphipodes présentait une différence frappante entre ces deux années et constituait une plus grande partie des prises en 1978 qu'en 1977 dans les 3 régions. Ce phénomène peut s'expliquer par les différences de période d'échantillonnage, laquelle s'est déroulée plus tôt en 1978 (juillet) qu'en 1977 (juillet/août), de sorte que les échantillons de 1978 ont été prélevés à une période du cycle vital où les amphipodes étaient plus susceptibles d'être capturés.

Pendant les deux années d'échantillonnage, les mollusques contituaient le plus grand nombre de prises dans la région II, étaient la deuxième groupe le plus nombreux dans la région III et le moins abondant dans la région I. Les diptères, troisième en importance pour leur abondance globale relative présentaient la même composition en 1977 et 1978. Ils étaient proportionnellement les plus nombreux dans la région III, les moins abondants dans la région II et en nombre moyen dans la région I. Tout comme les diptères, les oligochètes présentaient une abondance relative minimale dans la région II et maximale dans les régions I et II, même si leur importance dans ces dernières a varié d'une année à l'autre.

Plusieurs groupes d'une importance générale mineure présentaient des distributions suggérant une réaction négative à de fortes charges en sédiments. Ces groupes, qui comprennent les isopodes, les mysidacés et les trichoptères, sont absents ou presque de la région I et atteignent une abondance relative maximale dans la région III.

Parmi les groupes dominants du zoobenthos du lac Ya-Ya, les diptères, notamment les chironomidés, sont probablement les plus connus pour leur taxonomie et leur écologie. C'est pour cette raison qu'ils seront probablement les plus utiles pour évaluer l'impact de la sédimentation engendrée par les activités humaines sur les écosystèmes lacustres. Il est toutefois à noter que le groupe comporte de nombreuses espèces, chacune ayant ses propores préférences en matière d'habitat et que, au niveau du groupe, il n'existe aucun rapport simple entre l'abondance relative d'une région et les caractéristiques de la turbidité et des sédiments en suspension de cette région. Même si le groupe était relativement le plus abondant dans la région III, la plus limpide des régions, il était tout de même bien représenté dans la région I, la plus turbide. Il est évident qu'il faudra effectuer une analyse taxonomique plus détaillée.

Composition et Distribution des espèces

Les données présentant la composition et la densité des espèces d'invertébrés benthiques dans les échantillons du lac Ya-Ya apparaissent aux tableaux 25 (échantillons de 1977) et 26 (échantillons de 1978).

Un total de 42 taxons (en majeure partie des espèces) a été identifié dans les échantillons de la région à l'étude. La distribution spatiale de ces taxons par rapport aux niveaux de turbidité et de sédiments en suspension dans le lac Ya-Ya est présentée à la figure 21. Aux fins de la présente discussion, la région du lac Ya-Ya à l'étude a été divisée en 3 sous-régions qui correspondent au degré d'envasement pendant la saison des eaux libres. Ces trois sous-régions ont été decrites précédemment dans la section sur la qualité de l'eau. La région I, zone d'envasement important, groupe les stations 1 à 3; la région II, zone d'envasement modéré, les stations 4 et 5 et la région III, qui est peu envasée, les stations 6 à 10.

Treize taxons se retrouvent dans les 3 régions dont les oligochètes et les nématodes (les annélides ou les organismes vermiformes); l'emphipode Pontoporeia affinis; le mysididé Mysis relicta; 6 espèces de diptères (Bezzia sp., Procladius sp., Cryptochironomus sp. B. Monodiamesa, sp., Stictochironomus cf. rosenschoeldi et Zalutischia lingulata); 2 espèces de spaeriidés (Pisidium casertanum et P. subtruncatum) et un gastropode (Valvata lewesii). Toutefois, les détails de la distribution individuelle de ces taxons largement répadus varient. Parmi les 10 des 13 taxons les plus abondants qui peuvent être qualifiés de polylichtophiles (c.-à-d., se retrouvant en populations de moyenne à forte densité dans une vaste gamme de turbidité). Ce sont les oligochètes, les nématodes, Pontoporeia affinis, Procladius sp. et Cryptochironomus sp. B. Les deux premiers taxons constituent en réalité des ordres et peuvent comprende de nombreuses espèces, chacune d'entre elles étant adaptée à une gamme plus restreinte de conditions sédimentaires. Il n'est pas surprenant qu'ils soient largement distribués dans le lac Ya-Ya au niveau ordinal de catégorisation taxonomique. Les trois autres taxons sont des espèces individuelles ou, dans le cas de Procladius sp., une ou deux espèces composées d'organismes étroitement liées et adaptées d'une façon semblable.

Les cinq autres taxons dominants semblent tous être mésolichtophiles (c.-à-d., propres aux eaux qui sont habituellement limpides, mais quelquefois troubles). Même s'ils se retrouvent dans diverses conditions de sédiments en suspension, ils présentent tous leur plus forte densité moyenne dans la région III, la portion limpide du lac.

Seuls quatre taxons ont été trouvés uniquement dans la région I (figure 21): une éphémère de la famille des baetidés (Baetis sp.), deux espèces de moucherons (Cryptochironomus nr defectus et Psectrocladius psilopterus type) et une espèce de sphaeriidé (Pisidium compressum). Cryptochironomus sp. A et Chironomus atritibia n'ont été trouvés que dans les régions I et II, et Encodhironomus sp. uniquement dans la région II (figure 21)

L'osopode estuarien le plus répandu Saduria entomon se trouvait dans les régions II et III, mais avait une plus forte densité dans cette dernière (tableaux 25 et 26).

Dix-sept espèces zoobenthiques étaient uniquement présentes dans la région III, y compris un amphipode (Gammarus lacustris), des ostracodes non identifiés, un phrygane (Grensia praeterita) douze espèces de moucherons et deux espèces de sphaeriidés (Pisidium idahoense et Shpaerium nitidum).

Plusieurs espèces présentaient une distribution disjointe dans le lac, se retrouvant uniquement dans les régions I et III et étant totalement absentes des échantillons de la région II.

Beck (1977) a examiné les limites de tolérance de différents genres de chironomidés à l'envasement et les a classées comme suit:

Eulichtophiles - propres à de faibles turbidités et aux eaux limpides;

Mésolichtophiles - propres aux eaux habituellement limpides mais pouvant être parfois troubles:

Oligolichtophiles - propres à de fortes turbidités et à des eaux troubles;

Polylichtophiles - se retrouvant dans une vaste de gamme de turbidités.

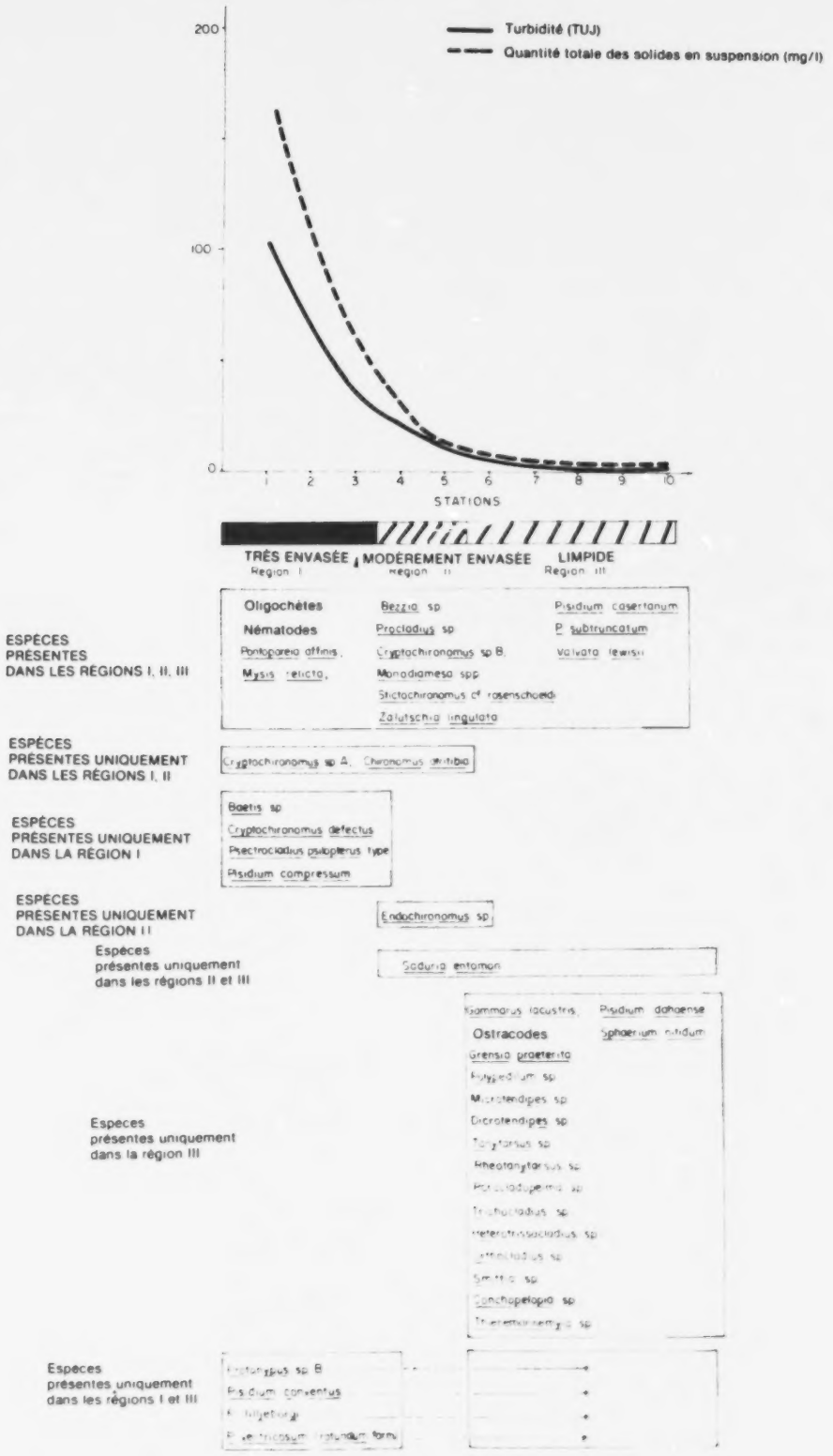

Figure 21. Distribution du zoobenthos par rapport à la quantité totale moyenne de solides en suspension (mg/l) et aux niveaux moyens de turbidité (TUJ) dans le lac Ya-Ya, T.N.-O., pendant la saison des eaux libres, juillet-août 1977 et juillet 1978.

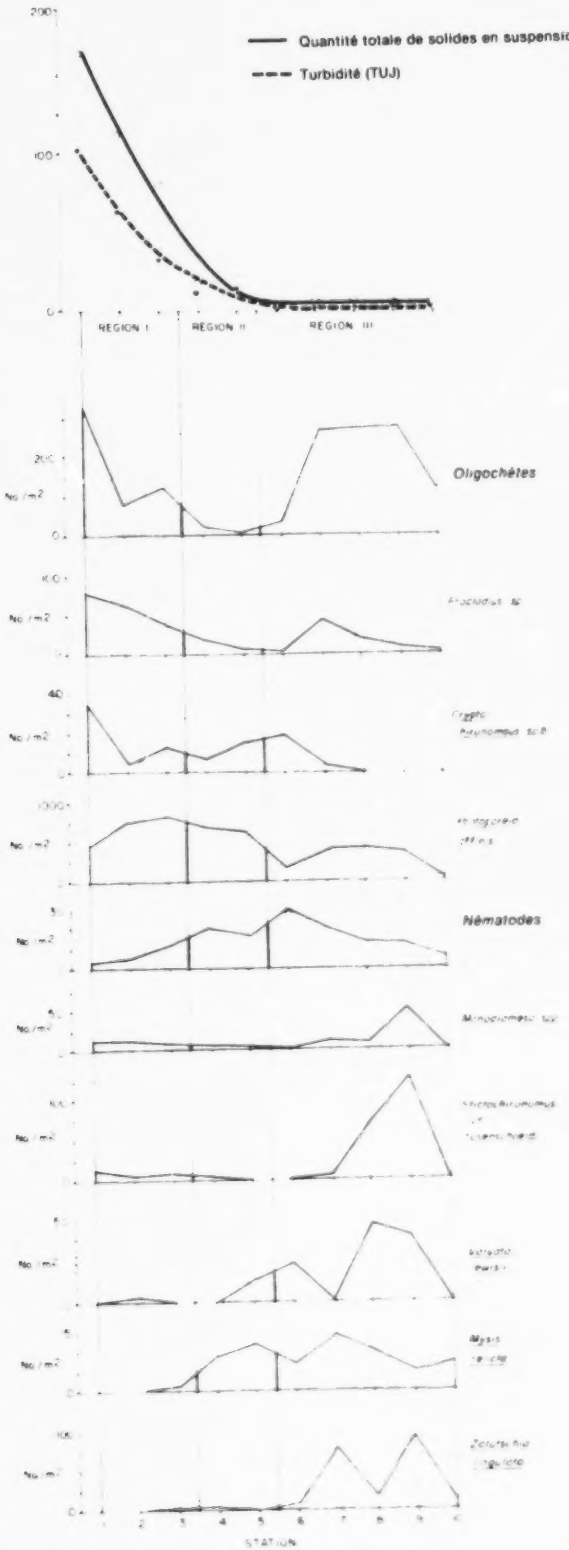

Figure 22. Distribution et abondance de certaines espèces dominantes de zoobenthos par rapport à la quantité totale moyenne de solides en suspension et aux niveaux moyens de turbidité dans le lac Ya-Ya, T.N.-O., juillet-août 1977 et juillet 1978. Dans la région I, les taxons sont présentés par ordre décroissant de représentation.

Tableau 27. Classification de certains genres de chironomidés basée sur leur limites connues de tolérance à l'envasement, telles qu'analysées par Beck (1977).

Présence dans la (les région(s)	Genre	Eulichtophile	Mésolichtophile	Polylichtophile
I, II, III	Stictochironomus	+	+	
	Cryptochironoms		+	+
	Procladius		+	+
I, II seulement	Chironomus		+	+
I seulement	Psectrocladius		+	+
II seulement	Endochironomus		+	+
III seulement	Paracladopelma	+		
	Thiennermannemyia	+		
	Microtendipes		+	
	Tanytarsus		+	
	Heterotrissocladius		+	
	Smittia		+	
	Conchopelopia		+	
	Orthocladius	+	+	
	Polypedilum	+	+	+
	Dicrotendipes	+	+	+
	Rheotanytarsus		+	+

Dans les limites d'un genre particulier, l'adaptation peut varier (p. ex., d'eulichtophile à mésolichtophile).

La distribution des genres de chironomidés dans le lac Ya-Ya reflète habituellement la classification de Beck (tableau 27). Les genres qui ne sont présents que dans les régions I et II, les plus turbides du lac, vont de méso- à polylichtophiles, tandis que la plupart de ceux de la région III, partie limpide du lac, sont soit eulichtophiles soit médolichtophiles, bien qu'il y ait quelques genres pouvant être classés comme polylichtophiles.

La plupart des genres trouvés dans les échantillons du la Ya-Ya peuvent être classés comme des oligolichtophiles vrais, peut-être parce que même la région I n'est turbide que pendant la saison des eaux libres et est relativement limpide pendant la plus grande partie de l'année. Les conditions peuvent donc ne pas être suffisamment extrêmes pour favoriser le développement d'une faune de chironomidés oligolichtophiles.

Réaction de la communauté zoobenthique

Des études antérieures effectuées dans des eaux courantes ont démontré que la sédimentation réduit la diversité et la productivité des espèces de la communauté zoobenthique (Chutter, 1969, Buscemi, 1966, Gammon, 1970, Luedtke et al, 1976, Prather, 1971 et Rosenberg et Snow, 1975). Ces conclusions n'ont toutefois pas été vérifiées dans des conditions lénitiques. C'est pourquoi l'un des objectifs de la présente étude consistait à évaluer les réactions de la communauté à l'envasement. Les paramètre choisis pour l'évaluation sont les suivants:

1) un indice de diversité des espèces établi d'après des données théoriques, p. ex., indice de diversité des espèces de Shannon-Weaver (Shannon et Weaver, 1949);

2) un indice d'égalité de la communauté, p. ex., indice d'uniformité de MacArthur (MacArthur, 1957; Lloyd et Ghelardi, 1964);

3) diversité taxonomique (nombre total de taxons) et

4) biomasse exprimée sous forme de nombre zoobenthos/m^2.

Le tableau 28 résume les valeurs moyennes de ces paramètres pour les trois régions du lac Ya-Ya. Étant donné l'absence de différence importante entre les régions I et II, leurs données respectives ont été combinées. Cependant, lorsque les données combinées des régions I et II ont été comparées à celles de la région III, des différences importantes ont été relevées pour la diversité des espèces, l'uniformité et la diversité taxonomique. La seule exception était la biomasse qui, bien que supérieur dans la région III (27% de plus que dans l'échantillon combiné), ne différait pas beaucoup d'une région à l'autre.

Bien que ces données laissent voir clairement que la communauté zoobenthique réagit négativement à la sédimentation dans le lac Ya-Ya, d'autres études réalisées dans la région n'ont pas permis d'établir l'existence de relations semblables dans d'autres lacs. Des analyses de régression effectuées pour les données sur le lac Ya-Ya et 23 autres lacs du delta du Mackenzie (McCart et al, 1976) n'ont pas permis de déterminer de corrélation négative significative entre les paramètres d'une même communauté et la charge totale desédiments en suspension ou la turbidité.

Tableau 28. Comparaison de certains paramètres de la communauté zoobenthique dans les régions envasées et limpides du lac Ya-Ya, T.N.-O.

	Envasée			Limpide
	Région I	Région II	Région I & II	Région III
Quantité totale de solides en suspension (mg/l)	119.9	17.6	80.9	5.1
Turbidité (TUJ)	69.3	14.5	48.4	3.8
Diversité moyenne des espèces ($\bar{d}$)	1.73 (± 0.28)	1.69 (± 0.15)	1.71 (± 0.17)*	2.81 (± 0.12)*
Uniformité moyenne (u)	0.44 (± 0.07)	0.38 (± 0.04)	0.42 (± 0.04)*	0.62 (± 0.05)*
Diversité taxonomique moyenne	11.5 (± 1.87)	10.5 (± 0.29)	11.1 (± 1.1)*	16.8 (± 1.5)*
Biomasse moyenne (nombre/m^2)	1103 (±104)	982 (±90)	1055 (±71)	1344 (±334)

* les valeurs t diffèrent de façon significative à un niveau de probabilité de 95%, df = 18.

Lacs à l'étude

Le zoobenthos de 5 lacs relativement limpides (A, B, C, D, E) a été étudié en vue de le comparer avec celui de la région limpide du lac Ya-Ya (région III). Pendant l'été de 1977, trois échantillons ont été prélevés à l'aide d'une drague Ekman, à trois endroits, le long d'une demi-transept dans chaque lac. Les résultats sont présentés au tableau 29.

Le coefficient de communauté (Patalas, 1971) a servi à déterminer le degré de similarité de la compostion des espèces de zoobenthos des lacs à l'étude et de la région III du lac Ya-Ya (tableau 30). Le coefficient de communauté est une mesure du pourcentage d'espèces communes aux deux communautés:

$$CC = \frac{100.c}{a+b-c}$$

où: a = le nombre d'espèces de la première communauté

b = le nombre d'espèces de la deuxième communauté

c = le nombre d'espèces communes aux deux communautés

Le coefficient est égal à 100 lorsque les deux communautés se composent d'espèces identiques et égale à 0 lorsque les espèces sont totalement différentes.

Les résultats révèlent que malgré leur proximité et la similarité de limpidité de l'eau, le pourcentage d'espèces communes aux lacs à l'étude et à la région III du lac Ya-Ya était relativement faible, allant de 20.7 à 34.3%. Dans le lac le plus limpide (lac A), la biomasse était élevée (5,593 organismes/m^2) et le rapport amphipodes/diptères était bas (0.09), tandis que dans le lac le plus turbide (lac C) la biomasse était faible (406 organismes/m^2) et le rapport amphipodes/diptères était élevé (3.2). Le lac C présentait également les diversités taxonomique (6) et diversité d'espèces (1.73) les moins grandes.

Normes de zoobenthos et de sédiments en suspension

Une "norme sur les macroinvertébrés" a été proposée pour permettre l'évaluation des effets biologiques de la sédimentation pendant la construction d'un pipeline dans le nord (Berger, 1977). L'hypothèse est que l'état de la population zoobenthique résidante reflète les conditions du passé immédiat et, par conséquent, sert de moyen de surveillance continu et cumulatif. La norme proposée se fonderait sur l'indice de diversité de Shannon et une valeur de plus de 25% ($\pm$) par rapport à la valeur

Tableau 29. Composition et densité (nombre/m^2) des espèces de zoobenthos dans les 5 lacs à l'étude (A, B, C, D et E) non loin du lac Ya-Ya, 29 juillet - 5 août 1977.

Taxon	A	(%)	B	(%)	C	(%)	D	(%)	E	(%)
Oligochètes	2507	(44.82)	256	(17.69)	111	(27.34)	126	(4.05)	208	(8.46)
Nématodes	19	(0.34)	10	(4.35)	5	1.23	15	(0.48)		
Hirudinées										
Placobdella sp.	24	(0.43)	10	(0.69)	-	-	-	- -	10	(0.41)
Amphipodes										
Gammarus lacustris	130	(2.32)	82	(5.67)		-	-	116	(3.73)	386 (15.69)
Hyalella azteca		-	-	-	-	-	-	77		19
Pontoporeia affinis		-	-	-	217	(53.45)	39	-	-	367 - -
Mysidacés										
Mysis relicta		-	-	-	-	-	10	(0.32)	-	-
Conchostricées										
Eulimnadiées		-	-	-	-	-	5	(0.16)	-	-
Trichoptères										
Grensia praeterita	63	(1.13)	5	(0.35)		-	-	-	-	- -
Diptères	1536	(27.46)	393	(27.16)	68	(16.75)	1620	(52.11)	494	(20.08)
Polypedilum sp.		-	-	-	-	-	-	5	-	19
Protanypus sp.		-		184				73	-	-
Microtendipes sp.		-	-	116		-	-	-	-	- -
Micropsectra sp.		-	-	19		-	-	-	-	- -
Procladius sp.	58		-	5		-	24	-	995 -	271 -
Cryptochironumus s. . A		-	-	5		-	-	58	-	- -

(voir suite)

Tableau 29 (suite)

Taxon	A	(%)	B	(%)	C	(%)	D	(%)	E	(%)
Cryptochironomus (viridlus form)	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-
Chironomus sp.	1463	-	15	-	-	-	353	-	130	-
Trichocladius sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-
Manodiamesa sp.	-	-	10	-	-	-	-	-	19	-
Zalutschia lingulata	-	-	5	-	44	-	-	-	-	-
Stictochironomus cf. rosenschoeldi	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-
Cladotanytarsus so.	-	-	-	-	-	-	126	-	-	-
Conchopelopia sp.	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phaenopsectra sp.	-	-	29	-	-	-	-	-	26	-
Mollusques	1314	(23.49)	638	(44.09)	-	-	1217	(39.14)	1362	(55.37)
Pisidium spp.	1077	-	565	-	-	-	990	-	1183	-
P. ventricosum (rotundatum form)	-	-	-	-	-	-	101	-	150	-
Sphaerium nitidum	15	-	-	-	5	(1.23)	126	-	29	-
Valvata lewisii	-	68	-	-	-	-	-	-	-	-
Valvata sp.	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-
Physa sp.	222	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre total de taxons	11		18		6		16		14	
Nombre total d'organismes/m^2	5593		1447		406		3109		2460	
Diversité des espèces ($\bar{d}$)	2.04		2.81		1.73		2.69		2.44	
Uniformité (u)	0.45		0.56		0.67		0.56		0.50	

Tableau 30. Coefficient de communauté du zoobenthos de la région III du lac Ya-Ya (tous les échantillons combinés) et des cinq lacs à l'étude, A, B, C, D, E) été 1977.

Lac	Quantité totale de sédiments en suspension en subsurface (mg/L)	Coefficient de communauté
A	0.3	25.0
B	1.1	34.3
C	3.4	207
D	3.2	28.6
E	1.7	22.9
Moyenne	1.9	26.3

de base révélerait un dommage (ou un changement) écologique provoqué par l'apport de solides finement divisés. Il est recommandé que, dans les lacs et les étangs, l'orientation des sites d'échantillonnage par rapport à la source d'envasement soit celle de l'effet maximal, selon les courants et le vent. Berger suggère qu'un échantillon-témoin ou "naturel" soit prélevé dans une étendue d'eau avoisinante très similaire ou dans une partie non touchée de cette même étendue d'eau.

L'applicabilité de cette méthode peut être évaluée dans un premier temps à l'aide des données obtenues pendant la présente étude. Les indices de diversité des espèces de Shannon-Weaver ($\bar{d}$) *présentent des différences significatives entre les région I et II, les plus turbides du lac et la région III la plus limpide, différences qui sont probablement liées en grande partie aux effets de la sédimentation. L'écoulement du fleuve Mackenzie, qui charrie des eaux turbides dans le lac Ya-Ya, pourrait être comparé à une source ponctuelle d'eau turbide telle que l'eau de drainage d'une canalisation ou de l'emprise d'une route.

Si la région III est considérée comme la zone-témoin ou zone naturelle et les régions I et II les zones touchées, la différence entre elles depasse-t-elle réellement 25% de la valeur $\bar{d}$ de la zone-témoin? La réponse dépend du genre de comparaison que l'on effectue. La méthode la plus simple est de comparer deux stations d'échantillonnage, l'une dans la zone touchée et l'autre dans la zone-témoin. Si, en 1977, l'emplacement d'échantillonnage dans la zone touchée des régions I et II avait coïncidé avec la station I où a été enregistrée la valeur $\bar{d}$ la plus faible (1.78), une différence en pourcentage supérieure à 25% aurait été obtenue pour toute station de la région III, exception faite de la station 10 (c.-à-d., 4 stations-témoins possibles sur 5). Si, d'autre part, la station de la zone affectée avait coïncidé avec la station 2 où la plus forte valeur $\bar{d}$ (2.41) a été enregistrée, aucune des stations-témoins possibles n'aurait révélé des différences en pourcentage supérieures à 25%. Les données de 1978 sont semblables. Même si la valeur la plus faible (0.61) à la station 2) de la zone touchée différait d'au moins 25% par rapport aux 5 stations-témoins possibles, la plus forte valeur (2.34 à la station I) ne différait que la station 9 de plus de 25%. Ainsi, les comparaisons basées sur les valeurs $\bar{d}$ des seules stations d'échantillonage de chacune des zones touchées ou des zones-témoins pourraient indiquer qu'il n'y a eu aucun impact nuisible sur la communauté zoobenthique même si l'on sait, grâce à d'autres données plus complètes (tableau 28) qu'il y a des différences importantes. Il faudrait au moins doubler les stations d'échantillonage dans les zones touchées et dans les zones-témoins, mais surtout dans la zone touchée où la variabilité entre les stations serait probablement la plus grande. En 1978, les valeurs $\bar{d}$ des stations de la zone touchée variaient de 283%, la plus faible étant 0.61 (station 2) et la plus élevée 2.34 (station 1).

Quant à l'utilisation de lacs avoisinants similaires comme zones-témoins, aucun des 5 lacs à l'étude ne renfermait une communauté zoobenthique équivalant à 35% de celle des stations de la région III du lac Ya-Ya, comme l'indique le tableau 31. De plus, deux ces lacs étudiés (A et C) présentaient des valeurs $\bar{d}$ (tableau 29 inférieures respectivement de 27% et de 38% à la valeur moyenne $\bar{d}$ (2.81) de la région III du lac Ya-Ya. Ces valeurs étant déjà faibles, il serait encore plus difficile de démontrer une diminution de 25% des valeurs $\bar{d}$ des zones touchées. L'application

*L'indice de diversité de Shannon, recommandé par Berger, est pratiquement identique à l'indice de diversité de Shannon-Weaver utilisé ici. L'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis préfère utiliser ce dernier.

Tableau 31. Indices de diversité Shannon-Weaver (d) du zoobenthos, selon les stations d'échantillonnage et les régions du lac Ya-Ya, T.N.-O., 1977 et 1978.

Région	Région I		Région II		Moyenne Région I & II		Région III					Moyenne Région III
Station	1	2	3	4	5		6	7	8	9	10	
d 1977	1.78	2.41	1.98	2.01	1.80	2.00	3.04	2.91	3.16	3.16	2.08	2.87
Différence en pourcentage par rapport à la valeur d la plus faible des régions I & II							41	39	44	44	14	38
Différence en pourcentage par rapport à la valeur d la plus élevée des régions I & II							21	17	24	24	-16	16
d 1978	2.34	0.61	1.23	1.31	1.65	1.43	2.57	2.58	2.71	3.31	2.55	2.74
Différence en pourcentage par rapport aux valeurs d les plus faibles des régions I & II							76	68	66	85	76	78
Différence en pourcentage par rapport aux valeurs d les plus faibles des régions I & II							9	9	14	29	8	15
Moyennes	2.06	1.51	1.66	1.66	1.73	1.72	2.81	2.75	2.94	3.24	2.32	2.81

de données d'autres lacs-témoins pour essayer d'évaluer l'état des populatoins zoobenthiques pose donc des difficultés évidentes. Il semblerait que les meilleures zones-témoins sont celles situées dans la même étendue d'eau que la zone touchée et probablement dans des zones possédant des habitats semblables, surtout pour le type de substrat.

Conclusions

La vase charriée dans la partie sud du bassin du lac Ya-Ya a un effet perceptible sur la composition et l'abondance relative des espèces zoobenthiques. Parmi les groupes dominants, les amphipodes semblent être les plus nombreux dans la région envasée, tandis que les diptères dominent dans la zone limpide. Des études sur la réaction de la communauté à l'envasement révèlent que des paramètres tels que la diversité des espèces, l'uniformité et la diversité taxonomique, semblent tous être liés négativement à l'envasement. La biomasse, quoique semblant supérieure dans la région limpide, ne différait pas beaucoup dans la zone envasée et dans la zone limpide. L'applicabilité de la "norme sur les macroinvertébrés" proposée pour évaluer les effets biologiques de la sédimentation (Berger, 1977) a été évaluée dans un premier temps à l'aide des données obtenues par la présente étude. Les résultats indiquent que de nouvelles séries d'échantillonnage seraient nécessaires avant de pouvoir mettre en évidence les différences de diversité de la communauté entre les régions envasées et les régions limpides.

LES POISSONS

par

P.J. McCart, Ph. D

LES POISSONS

Introduction

Dans les lacs du Nord, les poissons sont des organismes aquatiques qui sont directement utilisés par l'homme dans les activités de pêche sportive, commerciale et familiale. Le poisson provenant de la pêche familiale est utilisé comme aliment pour l'homme et les chiens. De nombreuses espèces de poissons adaptés aux eaux claires et aux substrats propres peuvent subir des dommages considérables par la sédimentation des lacs, alors que d'autres espèces sont favorisées par de fortes charges de sédiments.

Les études sur les poissons, mentionnées dans ce rapport, avaient pour but d'étudier la distribution et le cycle évolutif de diverses espèces de poissons du lac Ya-Ya en fonction de la sédimentation afin de savoir, premièrement, s'il y a des effets facilement perceptibles de la sédimentation, et, deuxièmement, s'il y a des espèces révélatrices de conditions de sédimentation dans le lac.

Méthodes

Les poissons ont été échantillonnés à trois stations (1, 2 et 3) dans la région I et à quatre stations (6, 8, 9 et 10) dans la région III (figure 1). Aucun échantillonnage n'a été effectué dans la région II.

Méthodes de capture

Les poissons ont été capturés au filet maillant et pêchés à la ligne. Chaque filet était placé durant 24 heures et le dispositif consistait en un jeu de filets de mailles de dimensions différentes. Chaque jeu était constitué de six panneaux dont les mailles étaient de dimensions différentes: 2.5, 5.1, 11.4, 6.4, 3.8 et 8.9 cm.

Au cours de la première période d'échantillonnage (été 1977), deux jeux de filets ont été placés dans le voisinage de chaque point d'échantillonnage. Un jeu a été placé perpendiculairement au rivage, à la surface, en eau peu profonde. L'autre a été placé au large, dans le fond, en eau profonde. La profondeur de ce deuxième jeu de filets variait de 2 m à plus de 40 m (bassin nord), selon l'endroit. Puisque ces jeux de filets n'ont presque pas pris de poissons, ils n'ont pas été réinstallés durant la période d'échantillonnage du printemps 1978, au cours de laquelle un seul jeu de filets a été installé perpendiculairement au rivage, en eau profonde.

Une senne en marquisette, longue de 6 m, manoeuvrée du rivage, a été utilisée pour prélever des échantillons de l'habitat littoral type, dans le voisinage de chaque point d'échantillonnage des poissons. Deux coups de filet, de 50 m de longueur chacun, ont été faits à chaque station.

La pêche à la ligne consistait à pêcher à la traîne ou au lancer, à partir du rivage, avec des leurres. La pêche à la ligne ne s'est faite que dans le bassin nord dont les eaux sont claires.

Analyse du cycle évolutif

Des spéciments de chacune des principales espèces de poissons ont été retenus pour l'analyse du cycle évolutif. On a essayé de prendre des spécimens représentant toute la gamme des différentes tailles de chaque espèce, et les poissons surnuméraires ont été remis à l'eau. Les spécimens retenus ont été disséqués dans un laboratoire sur place.

Dans ce laboratoire, chaque poisson a été mesuré au mm près et pesé au 0.1 g près. Les gonades ont été enlevées et pesées au 0.1 g près. Le diamètre des oeufs a été calculé au 0.1 mm près en calculant le diamètre moyen de dix oeufs frais des plus gros poissons de chaque espèce. Les oeufs n'ont pas été durcis à l'eau.

Les poissons ont été classés dans trois grandes catégories de reproduction en fonction des résultats de l'analyse des gonades. Les poissons étaient "immatures" (développement négligeable des gonades), "matures" (gonades suffisamment développées pour indiquer que le poisson pourrait frayer durant l'année de sa capture), ou "non-reproducteurs" (gonade quelque peu développées, mais le poisson ne pourrait pas frayer l'année de sa capture).

Les poissons matures ont été classés soit "verts" (la cavité abdominale remplie de produits sexuels en développement, mais aucun de ces produits ne sortait par l'ouverture anale après application d'une faible pression sur l'abdomen), soit "mûrs" (cavité abdominale remplie de produits sexuels qui sortent facilement lorsque l'on applique une faible pression sur l'abdomen), ou encore "vides" (cavité abdominale vide ou presque vide de produits sexuels, avec évidence de frai récent).

Les otolithes ont été enlevés, conservés dans de la glycérine et utilisés pour évaluer l'âge des poissons, sauf pour les brochets dont l'âge a été déterminé en observant les écailles sur des lames de microscope.

Le contenu de l'estomac de tous les poissons disséqués a été examiné et identifié, dans la mesure du possible, selon les principales espèces taxonomiques. Les résultats sont exprimés en pourcentage des aliments trouvés dans les estomacs étudiés.

Résultats

Distribution et abondance relative des espèces

Des spécimens de 16 espèces ont été capturés durant cette étude (tableau 32). Le nombre d'espèces rencontrées allait en décroissant de la station d'échantillonnage 1 à la station d'échantillonnage 10. Dans la région I (stations 1, 2 et 3), le nombre d'espèces capturées variait de 10 à 12, avec une moyenne de 11. Dans la région III, ce nombre variait de 5 à 9, avec une moyenne de 6.7. C'est aux stations d'échantillonnage 9 et 10, les plus éloignées de l'influence des eaux du Mackenzie, que le nombre d'espèces est le plus faible.

Plus de poissons ont été capturés dans la région I (107 à 190 poissons, avec une moyenne de 147) que dans la région III (40 à 81 poissons, avec une moyenne de 61), bien que les opérations aient été à peu près les mêmes à toutes les stations d'échantillonnage. Ceci peut être, en grande partie, le résultat d'une différence

Tableau 32. Nombre total des poissons, par espèce, capturés aux stations d'échantillonnage du lac Ya-Ya, 1977 et 1978. Total des prises pour l'ensemble des agrès de pêche.

Nom usuel	Nom scientifique	Moyenne des prises par stations d'échantillonnage Région		
		N	I	III
Inconnu	Stenodus leucichthys nelma (Pallas)	10	1.3	1.2
Grand corégone	Coregonus clupeaformis (Mitchill)	61	8.3	9.0
Corégone tschir	Coregonus nasus (Pallas)	61	8.0	9.2
Cisco sardinelle	Coreganus sardinella Valenciennes	34	4.7	5.0
Cisco arctique	Coreganus autumnalis (Pallas)	22	2.3	3.7
Corégone juvénile	Coreganus spp.	85	20.3	6.0
Touladi	Salvelinus namaycush (Walbaum)	29	0.3	7.0
Éperlan du nord	Osmerus eperlanus (Linnaeus)	3	1.0	0.0
Éperlan à petite bouche	Hypomesus olidus (Pallas)	8	2.0	0.5
Grand brochet	Esox lucius Linnaeus	54	9.3	4.0
Méné de lac	Couesius plubeus (Agassiz)	2	0.7	0.0
Meunier rouge	Catostomus catostomus (Forster)	26	7.0	1.2
Perche-truite	Percopsis omiscomaycus (Walbaum)	133	44.3	0.0
Lotte	Lota lota (Linnaeus)	6	2.0	0.0
Épinoche à neuf épines	Pungitius pungitius (Linnaeus)	2	0.0	0.5
Chabot visqueux	Cottus cognatus Richardson	43	0.3	10.5
Chabot à tête plate	Cottus ricei (Nelson)	106	34.7	0.5
Nombre total d'espèces		16	11.0	6.7
Total des prises		685	147.0	61.0

(voir page suivante)

Tableau 32. (suite)

Nom usuel	Numéro de la station d'échantillonnage						
	Région I			Région III			
	1	2	3	6	8	9	10
Inconnu	1	1	3	5	-	-	-
Grand corégone	4	9	12	11	16	5	4
Corégone tschir	5	5	14	7	3	20	7
Cisco sardinelle	8	-	6	-	20	-	-
Cisco arctique	1	1	5	8	7	-	-
Corégone juvénile	1	40	20	16	8	-	-
Touladi	-	-	1	-	14	8	6
Éperlan du nord	-	3	-	-	-	-	-
Éperlan à petite bouche	-	6	-	-	2	-	-
Grand brochet	10	3	15	19	4	2	1
Méné de lac	-	1	1	-	-	-	-
Meunier rouge	6	11	4	5	-	-	-
Perche-truite	57	34	42	-	-	-	-
Lotte	-	6	-	-	-	-	-
Épinoche à neuf épines	-	-	-	-	2	-	-
Chabot visqueux	1	-	-	4	5	11	11
Chabot à tête plate	13	70	21	2	-	-	-
Nombre total d'espèces	10	12	11	8	9	5	5
Total des prises	107	190	144	77	81	46	40

réelle dans l'abondance des poissons entre les deux régions du lac, mais cela signifie également que les méthodes utilisées pour capturer les poissons, filets et senne manoeuvrée du rivage, sont beaucoup plus efficaces en eaux troubles puisque les poissons ont moins de chances d'éviter la capture.

D'après les données du tableau 32, les espèces de poissons capturées dans le lac Ya-Ya peuvent être classées en fonction de leur distribution par rapport aux concentrations de sédiments en suspension.

1. Espèces présentes seulement dans la région I: l'éperlan du nord, le méné de lac, la perche-truite et la lotte. Parmi ces espèces, seule la perche-truite a été prise en grand nombre. C'était en fait l'espèce la plus abondante de la région I.

2. Espèces présentes seulement dans la région III: l'épinoche à neuf épines. C'est la seule espèce qui a été capturée seulement dans la région III et en très petits nombres seulement.

3. Espèces également abondantes dans les deux régions: le grand corégone, le corégone tschir, une espèce inconnue, le cisco sardinelle et le cisco arctique. Les deux espèces de corégones sont communes dans les régions I et III. Les deux espèces de ciscos sont modérément abondantes dans ces deux régions, mais aucun spécimen de ces deux espèces n'a été pris aux stations d'échantillonnage 9 et 10 situés à l'extrémité de la région III. L'espèce inconnue était rare mais présente dans les régions I et III, bien que des spécimens n'aient été pris qu'à la station 6 de cette dernière région. Lorsque ces espèces sont étudiées par station d'échantillonnage plutôt que par région, les données indiquent que le cisco et l'espèce inconnue préfèrent l'extrémité du lac où l'eau est trouble et peu profonde.

4. Espèces présentes dans les deux régions, mais prédominantes dans la région I: le corégone juvénile, le grand brochet, le meunier rouge et le chabot à tête plate. Les corégones juvéniles étaient des grands corégones et des corégones tschirs de l'année mesurant entre 14 et 43 mm de longueur la fourche; il est difficile de distinguer entre ces deux espèces au début de leur cycle évolutif. Aucun spécimen n'a été pris aux stations 9 et 10. Le grand brochet a été pris à toutes les stations, mais sa présence était la plus répandue aux stations 1, 3 et 6, à l'extrémité du lac où les eaux sont troubles. Dans la région III, des spécimens de meunier rouge et de chabot à tête plate ont été capturés seulement à la station 6. La distribution de cette dernière espèce est l'inverse de celle du chabot visqueux; toutefois ces deux espèces se retrouvent à la station 6.

5. Espèces présentes dans les deux régions, mais prédominantes dans la région III: le touladi et le chabot visqueux. Le touladi est généralement typique des eaux lacustres claires, et exception faite d'un spécimen pris à la station 3, tous les autres spécimens de cette espèce ont été capturés en amont, aux points 8 à 10. Le chabot visqueux était l'espèce pêchée en plus grand nombre aux points d'échantillonnage de la région III. Comme il a été mentionné précédemment, la distribution de cette espèce est l'inverse de celle de son espèce parente, le chabot à tête plate.

Au tableau 33, la distribution des espèces de poissons dans le lac Ya-Ya est comparée à celle des espèces de poissons dans les différents types d'habitat des autres zones du delta du Mackenzie. Les données indiquent qu'en ce qui a trait au nombre d'espèces (15) et à l'identité des espèces individuelles (12 des 15 espèces sont communes aux deux régions), la région I du lac Ya-Ya est semblable aux lacs

Tableau 33. Habitats fréquentés par les espèces de poissons durant l'étude.

Espèces	TYPE D'HABITAT						
	Lits des rivières		Lacs		Lac Ya-Ya		
		Eau claire, aucun lien avec le lit des rivières	Eau claire reliée au lit des rivières	Eau trouble reliée au lit des rivières	Région I	Région III Stations 9 & 10	
Lamproie arctique	2				-	-	-
Inconnu	14		4	8	+	+	-
Grand corégone	14		6	9	+++	+++	++
Corégone tschir	8	3	5	8	+++	+++	+++
Cisco sardinelle	13	1	4	8	++	++	-
Cisco arctique	4			2			
Ménomini rond	4			1	-	-	-
Touladi			2		+	+++	+++
Omble arctique	2				-	-	-
Éperlan du nord	1				+	-	-
Éperlan à petite bouche	13	1	3	8	+	+	-
Grand brochet	15	2	6	7	+++	++	+
Méné de lac	5			1	+	-	-
Meunier rouge	12			6	+++	+	-
Perche-truite	13		3	10	++++	-	-
Lotte	12		3	7	+	-	-
Épinoche à neuf épines	15	4	4	8	-	+	-
Chabot de profondeur	1				-	-	-
Chabot visqueux			3		+	++++	++++
Chabot à tête plate	15		3	8	++++	+	-
Nombre de poissons pris dans chaque type d'habitat	21	4	6	14	1	1	1
Nombre d'espèces capturées dans chaque type d'habitat	18	5	12	15	15	12	5

d'eau trouble reliés aux lits des rivières dans le delta du Mackenzie. De même, la faune aquatique de la région III est semblable à celle des lacs d'eau claire reliés aux lits des rivières (12 espèces chacun, dont 10 communes). Également dans le tableau 33, les stations d'échantillonnage 9 et 10 ont été distinguées des autres puisque ce sont les habitats les plus éloignés dans la région III, et sont comparées aux données provenant des divers types de lac. En ce qui a trait au nombre d'espèces (5), la faune aquatique est appauvrie et semblable à celle des lacs d'eau claire non reliés aux lits des rivières; cependant, seulement deux espèces sont communes aux deux régions.

La plupart des espèces prélevées au cours de l'échantillonnage du lac Ya-Ya se trouvent également représentées dans les chenaux du delta extérieur, dans le voisinage du lac Ya-Ya (tableaux 32 et 33). Il n'y a que deux exceptions: le chabot visqueux et le touladi dont la plupart des spécimens ont été capturés presque exclusivement dans la région III. Ces deux espèces semblent préférer les eaux claires, et aucun spécimen de ces deux espèces n'a été pris dans les lacs d'eaux troubles du delta extérieur (tableau 33). Comme son nom l'indique, le touladi ou truite de lac est principalement une espèce lacustre qui se trouve ou qui fraie rarement dans les rivières. Le chabot visqueux se trouve également dans les lacs et dans les rivières. Dans ces dernières, le chabot visqueux est fréquemment l'espèce dominante avec l'ombre arctique (Thymallus arcticus) dans les petits tributaires d'eaux claires du Mackenzie.

Cycles évolutifs des principales espèces

Voici une brève description du cycle évolutif des espèces du lac Ya-Ya dont les spécimens sont de taille suffisante pour permettre les comparaisons soit entre espèces, soit entre régions.

Grand corégone

Lindsey et al, (1970) considèrent le Coregonus clupeaformis comme un "ensemble d'espèces". Cet ensemble d'espèces comprend toutes les formes acclimatées depuis longtemps en Amérique du nord, et désignées sous les noms de "grand corégone" ou de "corégone de lac" (y compris clupeaformis, nelsonii et pidschian). Pour les besoins de cette étude, une forme qui compte un certain nombre de lamelles brachiales modales intermédiaires (24-25) et que l'on trouve dans le delta du Mackenzie (McPhaill et Lindsey, 1970; Percy, 1975) est simplement désignée sous le nom de grand corégone.

Le grand corégone est un poisson de lac, mais on le pêche également dans les grandes rivières et les cours d'eau saumâtre. Cette espèce représente une grande partie des prises de pêche familiale dans la vallée du Mackenzie (Hatfield et al, 1972). Des études sur la biologie générale et le cyle évolutif du grand corégone dans le bassin du Mackenzie (McPhail et Lindsey, 1970; Hatfield et al, 1972; Stein et al, 1973; Jessop et al, 1973, 1974; Slaney, 1974; Jessop et Lilley, 1975; Percy, 1975; de Graaf et Machniak, 1977) ainsi que le long de la côte de la mer de Beaufort (Kendel et al, 1974; Slaney, 1975) ont été publiées récemment.

Les spécimens de grand corégone de tous les âges comprennent toute la gamme des tailles, de 48 à 558 mm de longueur à la fourche, et plusieurs jeunes de moins d'un an identifiables (tableau 34). Il est probable qu'un grand nombre de jeunes poissons de moins d'un an non identifiables (Coregonus sp.) dont la taille varie de 14 à 43 mm sont également des grands corégones.

Les données reliant la taille avec l'âge sont présentées au tableau 34 et à la figure 23. Les plus vieux et le plus long poisson capturé avait 17 ans et mesurait 558 mm. Il n'y a aucune différence apparente entre le rapport taille/âge des grands corégones pris dans la région I et ceux pris dans la région III. Cette espèce est très mobile dans le delta du Mackenzie (de Graaf et Machniak, 1977) et il est probable que ce poisson constitue une même famille aux deux extrémités du lac. Une comparaison des données sur la longueur des poissons pris dans d'autres cours d'eau du voisinage (figure 23) indique que les taux de croissance sont presque identiques et peu significatifs dans chaque classe d'âge.

Le grand corégone mange une grande variété d'aliments (tableau 35). La nourriture la plus fréquente identifiée dans les spécimens pris dans la région I était composée de gastropodes et de pélécypodes (12% du contenu stomacal pour les deux groupes); cependant, un grand pourcentage (36%) des estomacs des spécimens pris dans cette région était vide, comparativement à seulement 27% pour les poissons pris dans la région III. Dans cette dernière région, la nourriture la plus fréquente était composée également de gastropodes (44%) et de pélécypodes (48%), suivis des isopodes (37%) et des amphipodes (23%). En tout, les pourcentages sont beaucoup plus élevés que dans la région I. De plus, le pourcentage des estomacs vides (16%) était inférieur à celui de la région I. Il semble donc que les conditions d'alimentation du grand corégone sont meilleurs dans la région III que dans la région I.

Nous ne savons pas si le grand corégone fraie dans le lac Ya-Ya. Les frayères connues de cette espèce dans le voisinage du delta du Mackenzie comprennent les retours de courant du Mackenzie près de Arctic Red River (Stein et al, 1973) et au Horseshoe Bend, sur le cours principal du Mackenzie, dans le delta (Jessop et al, 1974). La plupart des Coregonus sp. de l'année, qui comptent probablement quelques grands corégones, ont été pris dans la région I et dans les zones les plus méridionales de la région III, indiquant soit que ces poissons entrent dans le lac en provenance du Mackenzie lors des inondations printanières, soit, si le frai a lieu dans le lac, qu'ils sont concentrés près de l'extrémité de l'exutoire.

Corégone tschir

La biologie du corégone tschir n'est pas bien connue (Scott et Crossman, 1973). Cette espèce vit dans les lacs et les rivières, et elle est anadrome dans certains endroits. Cette espèce représente une part importante de la pêche familiale du delta extérieur. Toute la documentation accessible sur le cycle évolutif du corrégone tschir dans cette région a été étudiée par Wynne-Edwards (1952), Muth (1969), McPhail et Lindsey (1970), Hatfield et al, (1972), Stein et al (1973), Kendel et al, (1974), Percy (1975), et de Graaf et Machniak (1977).

Les spécimens de corégone tschir, d'âge déterminé, comprennent des poissons de moins d'un an et quelques poissons d'un an dont la longueur varie de 46 à 65 mm, ainsi que certains autres mesurant de 360 à 520 mm à la fourche (tableau 34). Aucun spécimen de longueur moyenne parmi les prises indique qu'il n'y avait pas en fait de corégones tschir de cette taille dans le lac, et que s'il y en avait eu, ils auraient été capturés.

Les données reliant la taille à l'âge sont présentées au tableau 34 et à la figure 24. Les plus vieux et les plus longs spécimens mâle et femelle avaient respectivement 13 et 10 ans et mesuraient respectivement 475 et 520 mm à la fourche.

Tableau 34. Age et longueur des principales espèces de poissons du lac Ya-Ya, 1977 et 1978. Longueur total dans le cas des chabots, longueur à la fourche pour les autres.

Âge	Grand corégone			Corégone tschir			Touladi		
	N	X	Écart	N	X	Écart	N	X	Écart
0	2	48	-	12	54	46- 64			
1	1	77	-	2	61	57- 65			
2	5	116	102-150						
3	5	163	155-171						
4	3	187	179-199						
5	4	230	202-290						
6	2	243	222-265	5	392	361-419			
7	1	200	-	2	454	443-465			
8				11	435	360-480			
9	6	347	302-383	5	447	393-479	4	405	361.458
10	8	410	389-459	4	473	446-520	1	400	
11	8	390	335-431	4	483	435-515	2	393	339-448
12	4	460	428-461	2	531	-			
13	11	426	372-476	3	463	454-475	1	392	-
14	5	447	428-461				2	444	424-46[illegible]
15	3	449	446-453				2	557	434-68[illegible]
16	1	428	-						
17	1	558	-				3	480	439-520
18							3	509	481-527
19							1	648	-
20									
21							5	564	485-685
22									
23									
24							1	567	
25									
26									
27							1	680	
31							1	606	
32							1	835	

(voir page suivante)

Tableau 34 (suite)

Âge	Grand brochet			Perche-truite			Chabot visqueux			Chabot à tête plate		
	N	X	Écart	N	X	Écart	N	X	Écart	N	X	Écart
0	2	73	66- 81				1	19		2	21	19- 23
1	1	136	-	52	32	25- 45	16	30	26- 35	18	32	26- 39
2				22	50	40- 66	3	48	43- 54	55	42	35- 54
3				2	71	70- 73	1	59	-	12	59	50- 69
4	6	345	325-392	1	76	-				1	82	-
5	3	381	372-388									
6	3	453	443-467									
7	6	479	445-513	1	110	-						
8	9	507	445-552									
9	5	534	503-594									
10	3	564	525-589									
11	5	574	534-600									
12	3	584	548-603									
13	3	664	641-704									
14												
15	2	723	711-735									
16												
17												
18												
19												
20												
21												
22												
23												
24												
25												
26												
27												
31												
32												

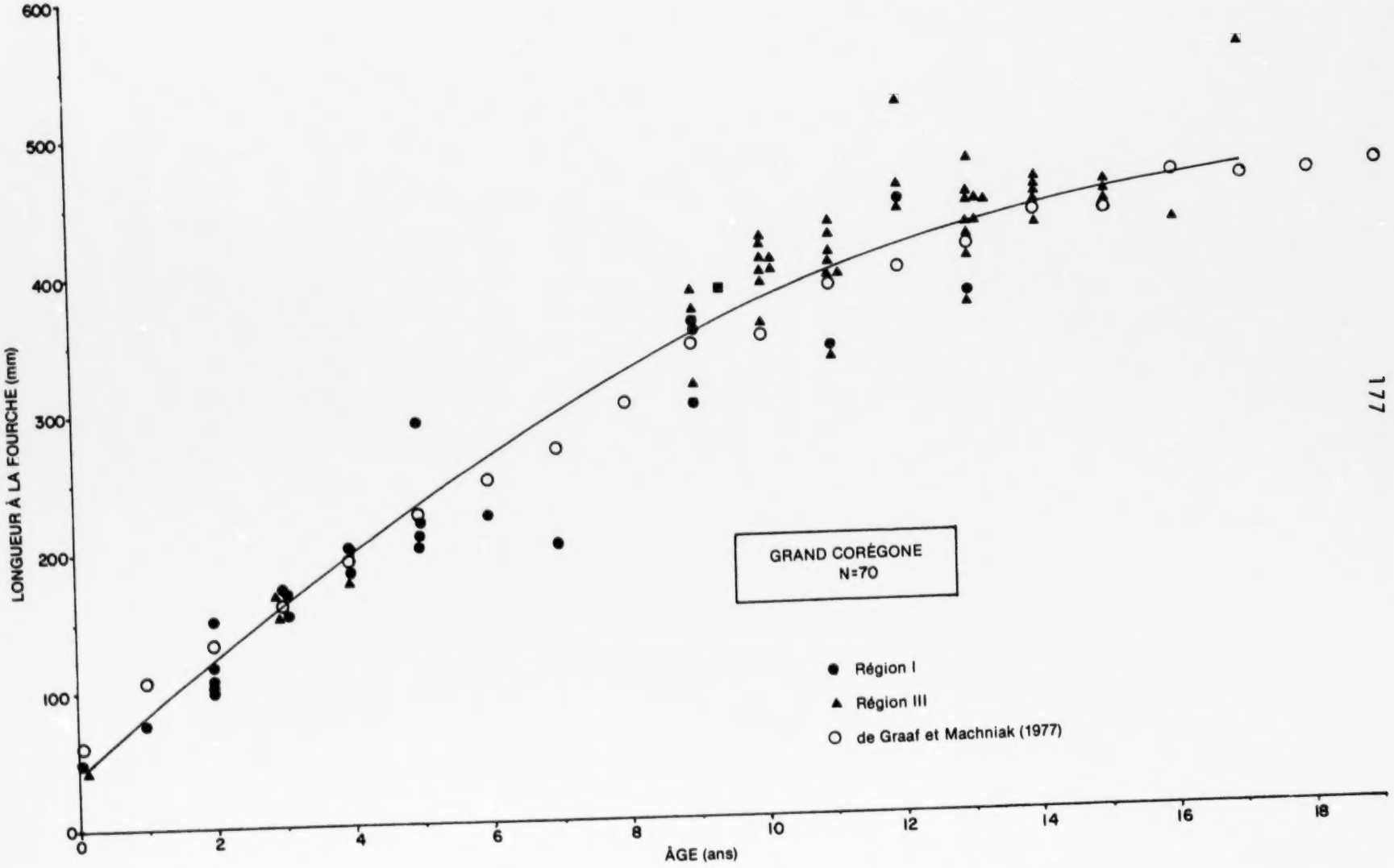

Figure 23. Rapport âge-longueur chez les grands corégones du lac Ya-Ya dans les T. du N.-O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge d'après de Graaf et Machniak (1977).

Tableau 35. Pourcentage de la nourriture trouvée dans l'estomac des principales espèces de poissons pêchées dans le lac Ya-Ya en 1977 et en 1978.

Espèces / Région	[a]GRCO I	GRCO III	[b]COTS I	COTS III	[c]TOU III	[d]GRBR I	GRBR III	[e]PETR I	[f]CHVI I	CHVI III	[g]CHTP I
Nombre de spécimens	25	43	12	35	28	24	27	64	1	11	86
% d'estomacs vides	36	16	41	8	17	80	51	9	100	9	11
Crustacés											
Conchostracés		6		11	3						
Ostracodes	4										1
Copépodes	4										6
Mysidacés	4				3			17		27	1
Isopodes		37		2	7		14	6		54	43
Amphipodes	4	23	33	14	60		22	34		9	2
Insectes											15
Plécoptères				2							
Odontées					3		3				10
Hémiptères											
Trichoptères				5						9	1
Diptères											5
Larves de chiromidés	8	6	8	5	3			70		73	29
Larves non identifiées	4	4	8					18			2
Adultes non identifiés		2		11	7			1		9	4
Mollusques											
Gastropodes	12	44		60			3	7		9	
Pélycopodes	12	48		28							
Poissons											
Coregonus sp.					7	16	11				
Cottus sp.					3	4					
Espèces non identifiée	4				7	4					

(à suivre)

Tableau 35. (suite)

Espèces	[a]GRCO		[b]COTS		[c]TOU	[d]GRBR		[e]PETR	[f]CHVI		[g]CHTP
Région	I	III	I	III	III	I	III	I	I	III	I
Divers											
Sable	4	16		20	14		3				1
Matière végétale	4	6	16	5	10		7				2
Matière digérée	16		8		3	4		14		18	27

[a]Grand corégone
[b]Corégone tschir
[c]Touladi
[d]Grand brochet
[e]Perche-truite
[f]Chabot visqueux
[g]Chabot à tête plate

La plupart des spécimens, d'âge déterminé, ont été pris dans la région III. Il n'y avait aucune différence apparente entre le rapport taille-âge de ces poissons et celui des quelques poissons pris dans la région I (figure 24). Comme le grand corégone, cette espèce est très mobile dans le delta du Mackenzie (de Graaf et Machniak, 1977) et il est probable que les poissons pris sans les deux régions ne constituent qu'une seule population, peut-être homogène avec celle qui occupe les étendues d'eau voisines du delta. On croit que ce poisson connaît une croissance légèrement meilleur dans le lac Ya-Ya qu'ailleurs dans le delta (figure 24), mais la longueur moyenne de ces dernies correspond à celle des corégones tschir du lac Ya-Ya.

Adulte, le corégone tschir du lac Ya-Ya est généralement plus long que le grand corégone du même âge (figures 23 et 24).

Le corégone tschir a une alimentation très variée. Dans la région I où un grand pourcentage (41%) des estomacs étaient vides, il n'y avait que deux sortes d'aliment identifiables: des amphipodes (33%) et des chironomidés (8%). Dans la région III, seul un faible pourcentage (8%) des estomacs étudiés étaient vides, et une plus grande variété d'aliments a été trouvée dans les autres: principalement des gastropodes (60%) et des pélécypodes (28%). Ces deux derniers étaient également les plus fréquents dans les estomacs du grand corégone, bien que totalement absents ou négligeables dans les estomacs d'autres espèces pour lesquelles nous avons des données sur l'alimentation. Ces données, et pricnipalement celles sur les estomacs vides, indiquent que comme dans le cas du grand corégone, les conditions alimentaires du corégone tschir sont meilleures dans la région III que dans la région I. Les pourcentages élevés d'estomacs vides sont caractéristiques des spécimens de cette espèce pris dans les chenaux du delta que chez ceux pris dans le Mackenzie (de (GRAAF et MAGHNIAK, 1977). STEIN et al, (1973) ont observé que le pourcentage d'estomacs vides était beaucoup plus faible chez les spécimen pris dans les lacs du delta que chez ceux pris dans le Mackenzie même. En Sibérie, le corégone tschir se nourrit généralement dans les lacs reliés au lit des rivières, (Nikolsky, 1961).

Nous ne savons pas si le corégone tschir fraie dans le lac Ya-Ya, mais il semble qu'il fraie normalement dans les rivières. Les frayères connues dans le delta du Mackenzie se trouvent dans les retours de courant du fleuve, près d'Arctic Red River et de Horseshoe Bend (Jessop et al, 1974), dans le voisinage des frayères du grand corégone. Dans le bassin versant du Yukon, cette espèce entre dans les tributaires pour y frayer (McPhail et Lindsey, 1970). Dans leur rapport, Nikolski et Reshetinikov (1970) signalent que le courant joue un rôle prépondérant dans le développement des gonades de cette espèce et que ce dernier ne se fait pas chez les poissons qui n'ont pas accès à l'eau vive.

Si les poissons de cette espèce ne fraient pas dans le lac Ya-Ya, les jeunes de l'année capturés dans le lac, la plupart dans la région I, viennent d'ailleurs et ne restent dans le lac que le temps d'y atteindre la maturité.

Touladi (truite de lac)

La biologie du touladi dans la région du delta du Mackenzie et dans la partie occidentale de l'Arctique a été étudiée en détail par McPhail et Lindsey, 1970; McCart et al, 1972; Hatfield et al, 1972; Falk et al, 1973; Slaney, 1974; Craig et Wells, 1975; et Percy, 1975. Dans le nord, cette espèce se caractérise généralement par un développement lent, une maturité tardive et une longue vie. Elle est principalement lacustre, bien qu'à certains endroits, des touladis vont se nourrir dans des rivières durant de courtes périodes estivales. Le touladi peut frayer dans les rivières (Loftus, 1958), mais aucun cas n'a été observé dans la partie occidentale de l'Arctique.

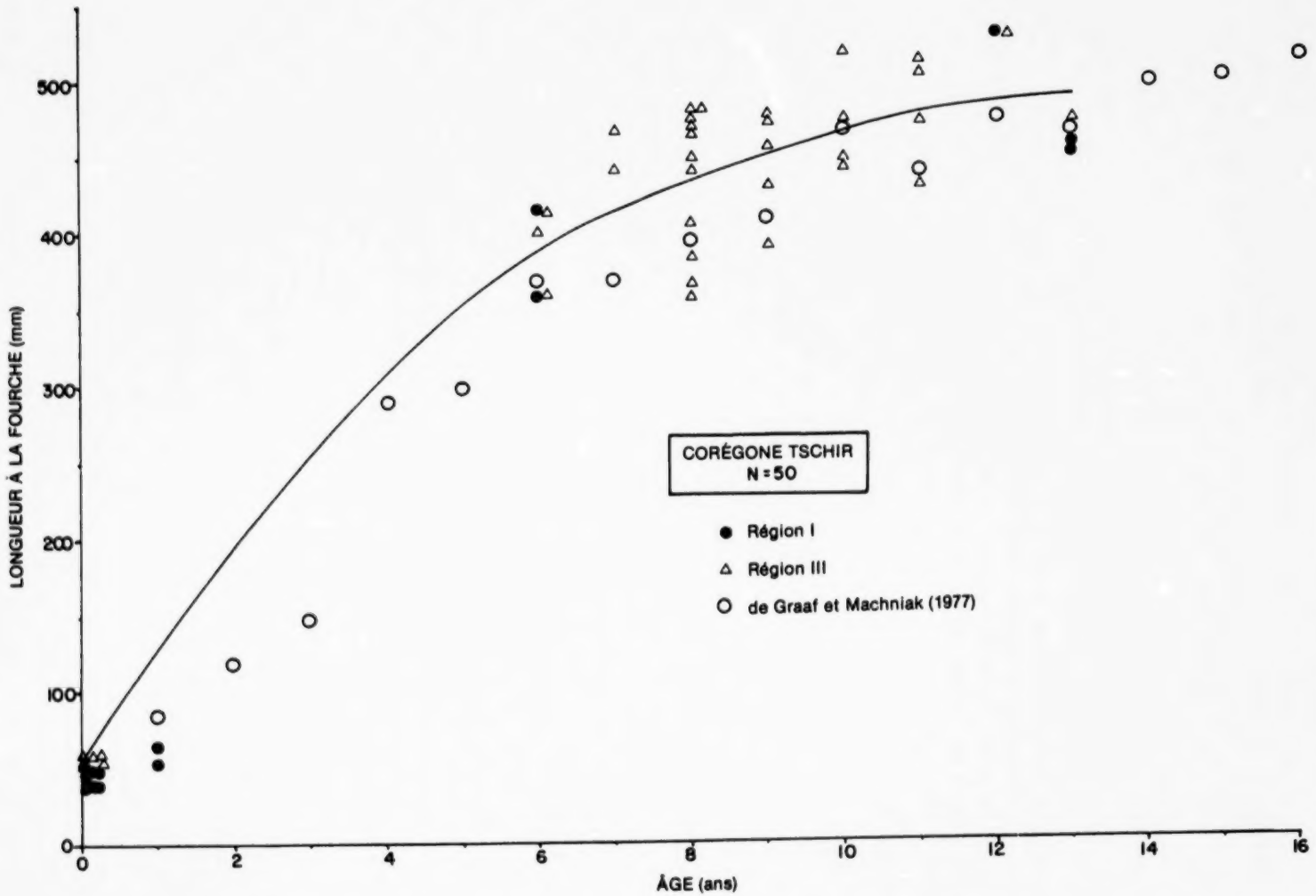

Figure 24. Rapport âge-taille chez le corégone tschir du lac Ya-Ya, T. du N.-O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge d'après de Graaf et Machniak (1977).

La longueur à la fourche des touladis d'âge déterminé varie de 339 à 835 mm (tableau 34). Les données reliant la taille à l'âge sont présentées dans le tableau 34 et à la figure 25. Le plus vieux et le plus long spécimen de cette espèce pris était une femelle de 32 ans, mesurant 835 mm à la fourche.

Le contenu stomacal des spécimens capturés était varié, mais les amphipodes étaient les plus fréquents (60%). Cette espèce est considérée comme très piscivore et les poissons, comme groupe, constituaient le second aliment en importance, bien qu'en quantité très inférieure à celle des amphipodes.

Aucun touladi de l'année ou juvénile n'a été pris. Les spécimens de cet âge se tiennent souvent en eau profonde et ne peuvent être capturés par les méthodes utilisées au cours de cette étude. Les touladis du lac Ya-Ya font probalement partie d'une population différente qui fraie et atteint sa pleine maturité dans les eaux du lac.

Grand Brochet

Le grand brochet est présent dans toutes les régions autour du cercle polaire, et en Amérique du Nord, sa distribution se situe de l'Alaska au Labrador. C'est un poisson très apprécié chez les adeptes de la pêche sportive et il constitue une importante source de nourriture pour les hommes et pour les chiens dans le Nord.

La biologie du brochet dans le nord du Canada a été étudiée en détail par Miller et Kennedy, 1948; McPhail et Lindsey, 1970; Hatfield et al, 1972; Stein et al, 1973; Jessop et al, 1973, 1974; Slaney, 1974, 1975; Percy, 1975; et en Alaska, par Alt, 1968; Cheney, 1972; Craig et Wells, 1975.

Les spécimens pris dans le lac Ya-Ya comprennent deux jeunes de l'année et un d'un an mesurant de 66 à 136 mm à la fourche, ainsi qu'un grand nombre de poissons, de 4 à 15 ans, mesurant de 325 à 735 mm à la fourche (tableau 34). Il n'y a pas de spécimen dans la gamme de 137 à 324 mm. Percy (1975) et de Graaf et Machniak (1977) font mention d'un même manque de spécimens de cette taille dans leurs échantillons du delta du Mackenzie. Les distributions des poissons juvéniles et des poissons adultes semblent distinctes, et nous ne savons pas où les premiers demeurent.

Les données reliant la taille à l'âge sont présentées au tableau 34 et à la figure 26. Le poisson le plus vieux et le plus long avait 15 ans et mesurait 735 mm à la fourche. Il ne semblait pas y avoir de différence entre le rapport taille-âge des poissons pris dans les régions I et III (figure 26). Le rapport taille-âge des poissons du lac Ya-Ya ressemblent beaucoup à celui établi par de Graaf et Machniak (1977) pour les autres étendues d'eau du voisinage. Il semble que le grand brochet entre dans le lac Ya-Ya en provenance du Mackenzie où il fait partie de la même population qui peuple la partie orientale du delta.

Le régime alimentaire du brochet était plus varié dans la région III que dans la région I et, comme dans le cas des deux espèces de corégone, il y avait moins d'estomacs vides dans la région III (tableau 35). Dans la région III, les aliments les plus fréquents étaient, dans l'ordre: les amphipodes, les isopodes et le corégone. Dans la région I, il n'y avait que du poisson dans les estomacs étudiés.

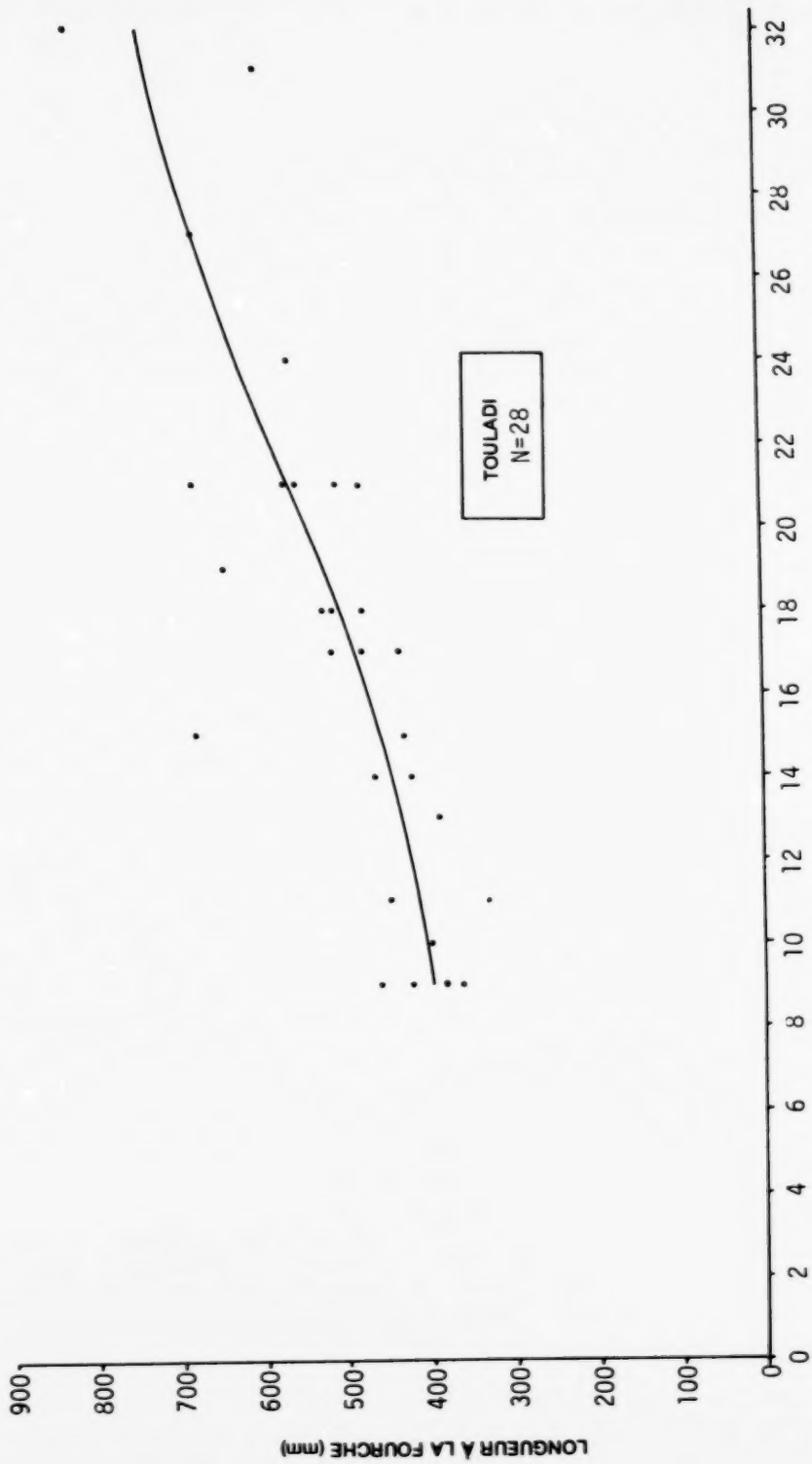

Figure 25. Rapport âge-taille chez le touladi du lac Ya-Ya, T. du N. -O.

Quelques jeunes de l'année ont été capturés dans la région I du lac Ya-Ya, indiquant que cette espèce fraie à cet endroit.

Perche-truite

La perche-truite est une petite espèce très dispersée dans les parties centrales et septentrionale de l'Amérique du nord. Elle se tient généralement dans les eaux dormantes des grandes rivières boueuses et le long des plages de sable peu profondes, dans les lacs (McPhail et Lindsey, 1970).

Les spécimens pris dans le lac Ya-Ya avaient de 1 à 7 ans et mesuraient de 25 à 100 mm (tableau 34). À la figure 27, le rapport âge-taille de ces spécimens est comparé a celui établi par de Graaf et Machniak (1977) pour des populations voisines. Ces rapports sont très semblables pour les groupes d'âge de 1 à 3 ans, et ne sont différents que chez les spécimens plus âgés. Ces différences peuvent provenir du fait que l'échantillonnage fait par de Graaf et Machniak était très peu nombreux: seulement six poissons dans les groupes d'âge de 4 à 6 ans. Il est probable que les perches-truites du lac Ya-Ya qui se trouvent seulement dans la région I, soient représentatives d'une population plus importante qui se tient dans cette région du delta du Mackenzie.

Seulement quelques estomacs (9%) étaient vides (tableau 35). Comme dans le cas d'autres espèces dans le lac, leur alimentaiton était variée, composée principalement de larves de chironomidés (70%) et d'amphipodes (34%).

Aucun jeune de l'année n'a été pris dans le lac Ya-Ya, mais de Graaf et Machniak (1977) croient que la perche-truite fraie dans le delta, dans le voisinage du lac Ya-Ya. Le premier fretin n'a été pris qu'au début d'août, et même si cette espèce frayait dans le lac Ya-Ya, les chercheurs n'auraient pas pu en capturer en raison du calendrier de l'échantillonnage.

Chabot visqueux et chabot à tête plate

Comme il a déjà été mentionné, les chabots visqueux et à tête plate ont des distributions presque inverses: les premiers presque entièrement confinés dans la région III et les derniers, dans la région I.

Le chabot visqueux est la plus répandue et la mieux connue des deux espèces (Scott et Crossman, 1973). Leurs rapports taille-âge sont presque identiques (tableau 34, et figures 28 et 29). Dans ce cas du chabot visqueux, ce rapport est presque identique avec celui établi par de Graaf et Machniak (1977) dans cette région du delta. Cependant, jusqu'à 3 ans, soit les classes d'âge dans lesquelles les spécimens étaient les plus nombreux, la longueur moyenne des spécimens de chabot à tête plate pris dans le lac Ya-Ya était uniformément inférieure de 5 mm ou plus à celle des spécimens du même âge pris par de Graaf et Machniak. Nous ne connaissons pas les raisons de cette différence, mais celle-ci peut indiquer que les poissons de la région I du lac Ya-Ya constituent une population distincte de celle qui peuple les régions voisines du delta. Or, cette hypothèse est peu probable puisque durant la majeure partie de la saison d'eaux libres, la région I du lac Ya-Ya n'est qu'un chenal du delta.

Les plus vieux spécimens de chabot visqueux et de chabot à tête plate de l'échantillonnage du lac Ya-Ya avaient respectivement 3 et 4 ans. De Graaf et Machniak ont également découvert un écart en ce qui a trait à l'âge maximal,

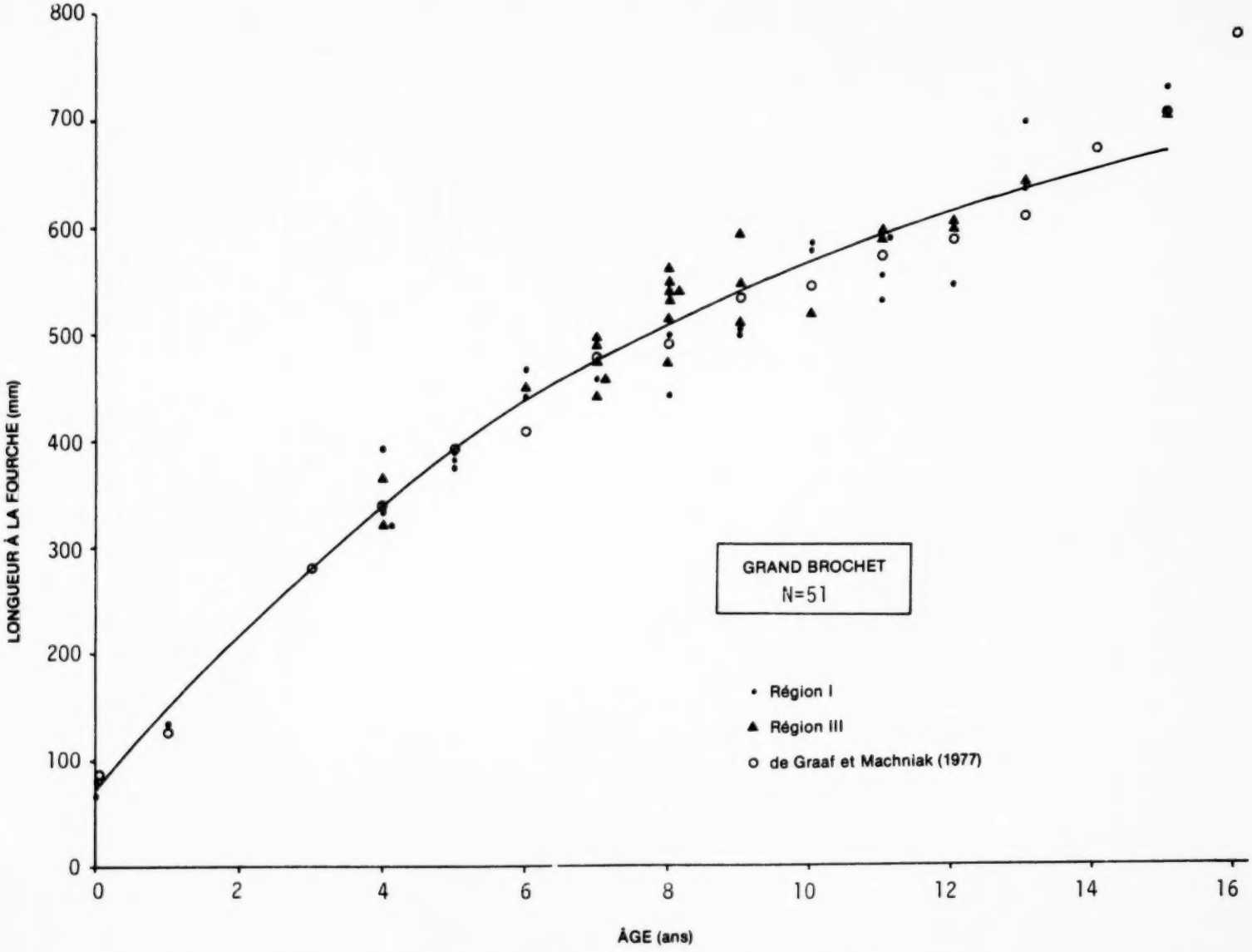

Figure 26. Rapport âge-taille chez les grands brochets du lac Ya-Ya, dans les T. du N. -O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge établie d'après de Graaf et Machniak (1977).

soit 4 et 5 ans respectivement. Le rapport longueur-âge de ces deux espèces est presque identique pour les groupes d'âge communs (tableau 34). La différence entre les longueurs maximales (59 mm pour le chabot visqueux et 82 mm pour le chabot à tête plate) est probablement due en majeure partie au fait que les spécimens de chabot à tête plate étaient plus vieux que les spéciments de chabot visqueux.

Faune ichtyologique des cinq lacs à l'étude

Les cinq lacs à l'étude (A, B, C, D et E) n'ont pas été étudiés au cours de cette enquête; cependant, il existe certaines données d'une étude précédente faite par Machniak (1977). Il semble n'y avoir aucun poisson dans deux des lacs (D et E). Des spécimens de deux espèces (lotte et épinoche à neuf épines) ont été pris dans le lac A; deux espèces (grand corégone, corégone tschir, cisco sardinelle, grand brochet et chabot visqueux) dans le lac C. Exception faite de l'absence de touladi, la faune ichtyologique du lac C s'apparente à celle de la région III et du bassin nord du lac Ya-Ya. Comme le lac Ya-Ya, le lac C est directement relié au delta du Mackenzie.

Conclusion

Plusieurs espèces de poissons peuplant le lac Ya-Ya peuvent servir d'indicateurs des conditions relatives aux sédiments en suspension et à la turbidité. D'après cette étude et certaines autres, deux espèces, le touladi et le chabot visqueux, semblent généralement caractéristiques des habitats en eau claire. Deux autres espèces, la perche-truite et le chabot à tête plate, semblent très confinés aux eaux troubles. De tous ces poissons, les deux espèces de chabots sont les plus utiles pour contrôler les changements de l'habitat causés par la sédimentation. Lorsque ces deux espèces cohabitent dans un même cours d'eau, on peut s'attendre à ce que la compétition renforce la différence apparente de la préférence de l'habitat.

Parmi ces quatre espèces, le touladi est la seule espèce qui a une importance économique directe. Bien que ses prises soient importantes pour la pêche familiale et la pêche commerciale dans les territoires du Nord-Ouest, sa plus grande valeur provient du fait que c'est une espèce recherchée par les adeptes de la pêche sportive et qu'elle représente un atout touristique. Cette espèce a une croissance très lente et elle est très vulnérable aux effets de la surexploitation. Toute augmentation de la charge de sédiments en suspension dans les lacs, en particulier dans le voisinage des frayères, combinée aux taux élevés d'exploitation, peuvent avoir des répercussions fâcheuses à long terme sur les populations de cette espèce.

D'après la proportion d'estomacs vides et la variété d'aliments ingérés, il convient de rappeler que plusieurs espèces, qui apparemment peuvent vivre dans des conditions très variées, semblent trouver une meilleure source d'alimentation à l'extrémité du lac où les eaux sont claires. Ces espèces comprennent le grand corégone et le corégone tschir, ainsi que le grand brochet, tous de grands poissons et très importants pour la pêche familiale.

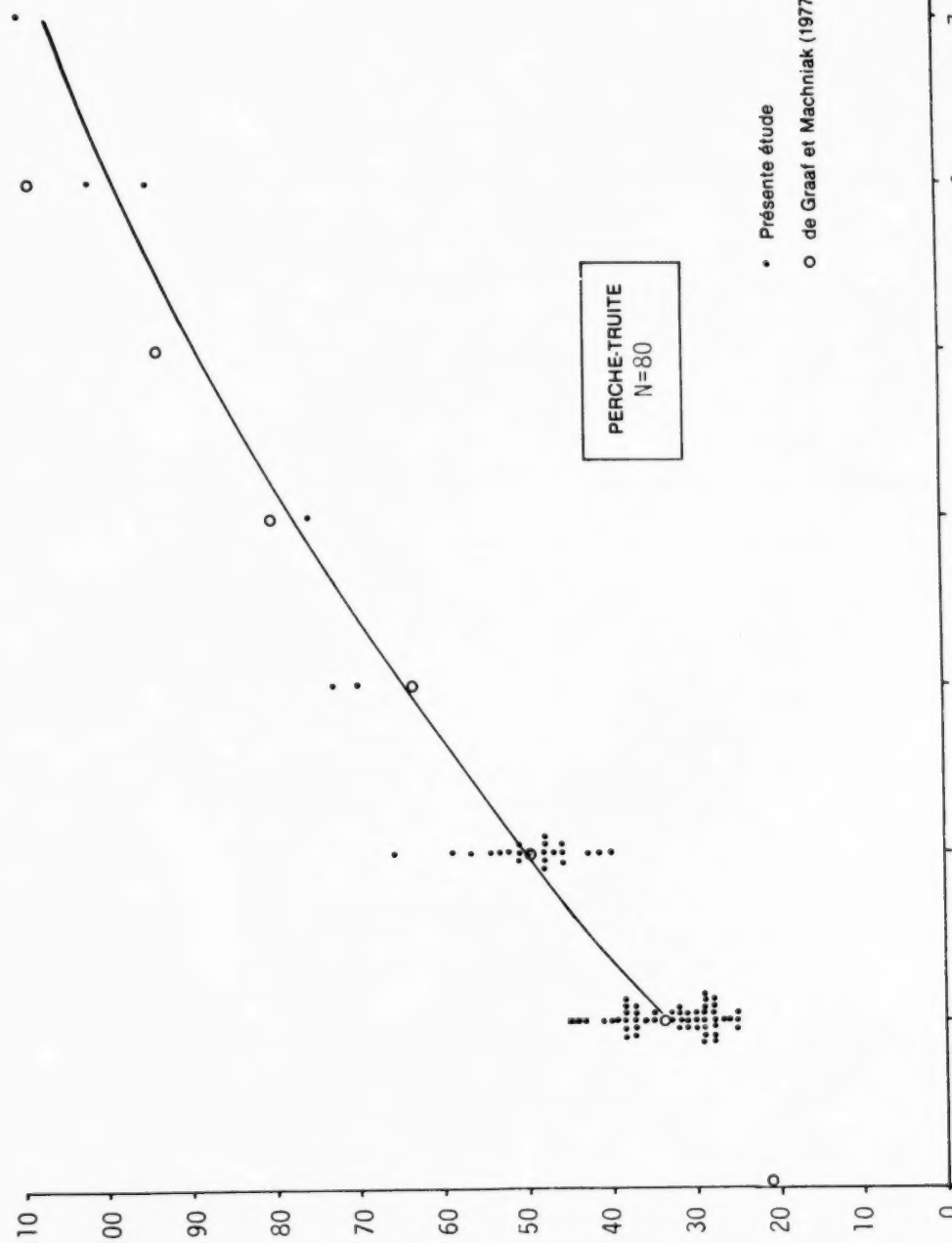

Figure 27. Rapport âge-taille chez la perche-truite du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge établie d'après de Graaf et Machniak (1977).

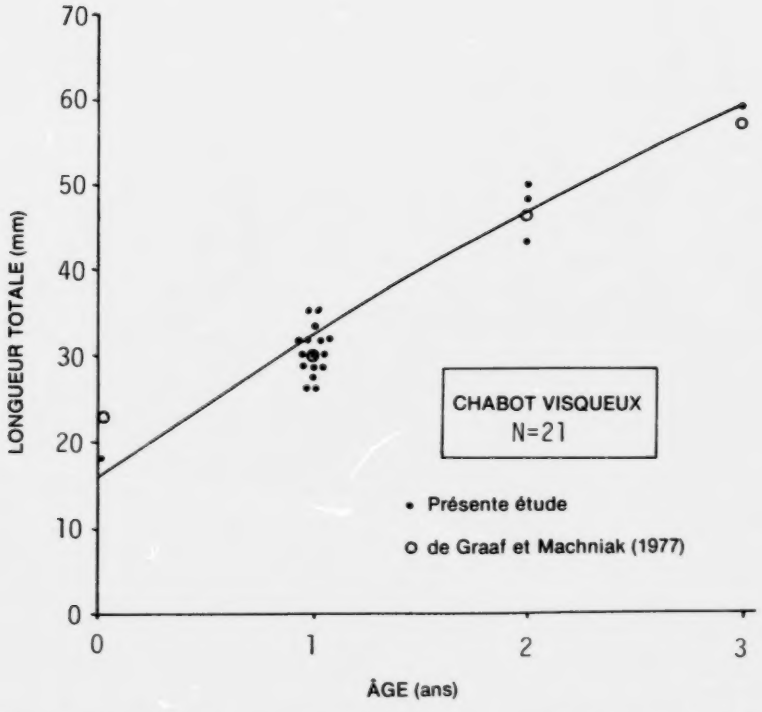

Figure 28. Rapport âge-taille chez le chabot visqueux du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge établie d'après de Graaf et Machniak (1977).

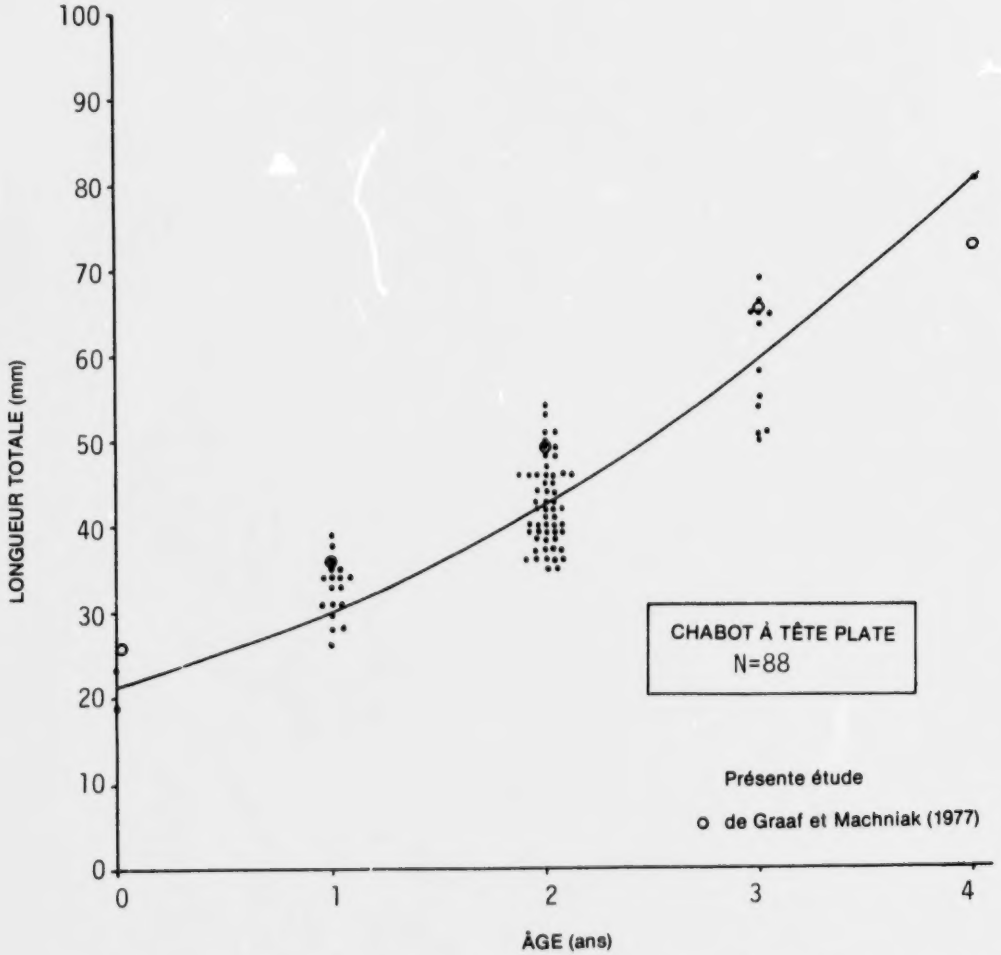

Figure 29. Rapport âge-taille chez le chabot à tête plate du lac Ya-Ya, dans les T. du N.-O. Les cercles clairs indiquent la moyenne pour les groupes d'âge établie d'après de Graaf et Machniak (1977).

Phillips (1971) a résumé la documentation décrivant les effets directs de l'envasement excessif et de la sédimentation sur la reproduction des poissons. Voici la liste des effets:

1) Lorsque les poissons sont exposés longtemps à de fortes concentrations de sédiments, les membranes branchiales peuvent être endommagées et dans les cas les plus graves, les poissons peuvent en mourir.

2) Les sédiments peuvent causer la mortalité chez les oeufs et les alevins dans le gravier des frayères en remplissant les interstices, réduisant ainsi l'écoulement de l'eau entre les roches, et par suite l'apport de l'eau oxygénée sur les oeufs, et empêchant l'élimination des métabolistes (anhydride carbonique et ammoniac).

3) Les sédiments forment une barrière empêchant l'émergence des alevins et bouchant les espaces entre les pierres par lesquels les alevins se déplacent.

4) La survivance après l'émergence est réduite à cause a) de la perte d'espaces de sortie entre les pierres, et b) de la réduction du nombre d'organismes invertébrés dont se nourrissent les alevins.

En ce qui a trait aux effets sur les membranes branchiales, il est peu probable que la sédimentation naturelle ou accidentelle des eaux dans le Nord atteigne des concentrations létales pendant assez longtemps pour causer la mort des poissons juvéniles ou adultes. Apman et Otis (1965) ont conclu que la plupart des espèces de poissons toléraient de fortes doses de sédiments en suspension et que, même des espèces vulnérables ne mourraient pas à moins de concentrations de 20 000 ppm ou plus pendant des périodes prolongées.

Les effets directs les plus graves des concentrations de sédiments sur les populations de poissons sont donc ceux qui s'exercent sur les oeufs et les alevins. Par voie de conséquence, les dommages risquent le plus de se produire là où il y a sédimentation à proximité des frayères ou des zones peuplées d'alevins.

Exception faite des premières étapes du cycle évolutif, les principaux effets de la sédimentation sur les populations de poissons sont indirects, notamment par suite de la diminution de nourriture sous forme d'invertébrés aquatiques. Les études faites dans les cours d'eau ont démontré que les populations de salmonidés étaient réduites dans les cours d'eau où la sédimentation avait réduit les populations d'organismes servant de nourriture aux poissons (Cordone et Pennoyer, 1960; Peters, 1962; Pautzke, 1937). Nos propres études (section du zoobenthos) ont indiqué que les densités des invertébrés benthiques sont plus faibles dans les parties à fortes concentrations de sédiments du lac Ya-Ya que dans les parties où les eaux sont plus claires. Il a également été suggéré que dans le cas de certaines espèces de poissons, les sources d'alimentation, principalement en ce qui a trait aux invertébérés benthiques, sont meilleures dans la région III (extrémité du lac où les eaux sont troubles).

ANALYSE À PLUSIEURS VARIABLES

par

R.H. Green, Ph. D.

ANALYSE À PLUSIEURS VARIABLES

Introduction

Green et Vascotto (1978) ont traité du problème général de l'analyse des facteurs environnementaux qui déterminent les types de composition des espèces dans les communautés aquatiques. Ils soulignent que:

> "Les écologistes désirent souvent définir les facteurs environnementaux qui déterminent la répartition spatiale des groupes taxonomiques présents à l'intérieur d'une zone définie. Les données recueillies sur le terrain sont habituellement sous la forme d'une matrice de "données d'échantillon selon les groupes taxonomiques," où les lieux de prélèvement sont indiqués sur une carte de la région de l'étude. Ces données peuvent renseigner simplement sur l'absence ou la présence d'organismes ou encore préciser le nombre, et doivent provenir d'un échantillonnage double et aléatoire de chaque site afin que la précision des estimations puisse être évaluée par des méthodes statistiques classiques. Chaque échantillon biologique est habituellement associé à des valeurs déterminées pour un certain nombre de variables environnementales qui sont choisies dans l'espoir qu'elles constitueront en quelque sorte une "explication."
>
> "Il existe de nombreuses façons d'aborder l'analyse d'une telle matrice de données. Nous nous intéressons à l'analyse qui 1) réduit suffisamment les données sur l'abondance des espèces (ou autre niveau taxonomique) pour qu'elles soient utilisables, et 2) fait correspondre ces données biologiques résumées aux données environnementales de façon à ce que ces dernières expliquent ou permettent de prévoir les premières."

Il est possible d'obtenir d'excellents résultats en traçant simplement des courbes de distribution des groupes taxonomiques et des variables environnementales et en "cherchant des corrélations" comme on a pu le voir dans les sections du présent rapport sur le phytoplancton, le zooplancton, le zoobenthos et les poissons. Cependant, comme Green et Vascotto (1978) le font remarquer, une telle démarche devient inefficace quant il s'agit d'une grande matrice de données. L'objectif de cette section du rapport est d'évaluer l'utilité des techniques de classement et de disposition en grappes dans l'analyse des données biologiques recueillies au lac Ya-Ya afin de pouvoir les interpréter en fonction d'un gradient de turbidité et (ou) de concentration des sédiments en suspension. Cette approche est particulièrement intéressante car elle pourrait être employée dans l'élaboration de modèles de prévision pour un contrôle futur.

Méthodes

Poole (1974) et Marriott (1974) ont exposé des démarches générales visant à aborder les techniques de classement et de disposition en grappes des données biologiques. Sprules (1977) a appliqué la démarche de classement à un groupe d'organismes aquatiques, les crustacés zooplanctoniques. Green et Vascotto

(1978) ont présenté une critique des travaux de Sprules dans le cadre d'une analyse plus générale de l'application des techniques de classement à l'interprétation des données décrivant les communautés aquatiques. Enfin, Greene (1979) traite de "modelisation" de prévision et de contrôle environnemental à partir de techniques à une seule variaole et plusieurs variables.

Les données utilisées dans les analyses décrites ci-dessous ont déjà été présentées dans les sections précédentes du présent rapport. Elles ont été inscrites sur des cartes informatiques et un programme d'ensemble CLUSTAN (Wishart, 1975) a été employé pour effectuer le classement et produire les courbes apparaissant aux figures 30 et 31.

Résultats et interpération

La première étape du processus a comporté l'utilisation des données sur l'abondance des espèces, recueillies au cours de l'été 1977, afin d'évaluer la structure de ces données et plus particulièrement, de déterminer l'existence de toute tendance qui pourrait être liée à l'envasement.

Les figures 30 et 31 présentent respectivement les résultats de l'analyse des principaux composants basée sur les données concernant 13 espèces de zooplancton et 50 espèces de zoobenthos. L'abondance des espèces est exprimée par $Z = \text{Log}(X+1)$. Cette tansformation a pour effet de normaliser les données et de convertir les pourcentages de variation d'abondance en des relations linéaires et additives. L'analyse des principaux composants englobe la plus grande variation possible quant à l'abondance des espèces dans le plus petit nombre de dimensions.

Les deux axes apparaissant à la figure 30 représentent les deux plus grands composants pour les données zooplanctoniques. Ils constituent 60% de la variation totale de l'abondance de 13 espèces zooplanctoniques parmi les échantillons prélevés des 10 stations dans le lac Ya-Ya et les cinq autres lacs étudiés. Les deux axes de la figure 31 possèdent la même relation avec les données sur les espèces zoobenthiques et représentent 40% de la variation totale de l'abondance de 50 espèces de zoobenthos.

Les résultats de ces analyses peuvent se résumer comme suit:

1) Le lac Ya-Ya est très différent des lacs A, B, D et E. Le lac C, toutefois, est semblable à la station 3 du lac Ya-Ya.

2) Les stations 1 à 6 du lac Ya-Ya montrent une tendance chez les organismes benthiques. Celle-ci est présente chez le zooplancton, mais l'ordre des stations est plus mêlé. À l'intérieur de ces tendances, les stations 1 et 2 sont très semblables pour les deux groupes taxonomiques.

3) La tendance observée aux stations 1 à 6 n'est pas reproduite aux stations 7 à 10. La station 10 est semblable aux stations 1 et 2 seulement parce que certaines espèces sont absentes aux trois endroits, bien que probablement pour des raisons différentes. La station 10 constitue un cas extrême parce qu'elle possède les caractéristiques d'un lac oligotrophe clair et profond, et les stations 1 et 2 le sont également en raison de leur situation dans la portion littorale la plus envasée du lac.

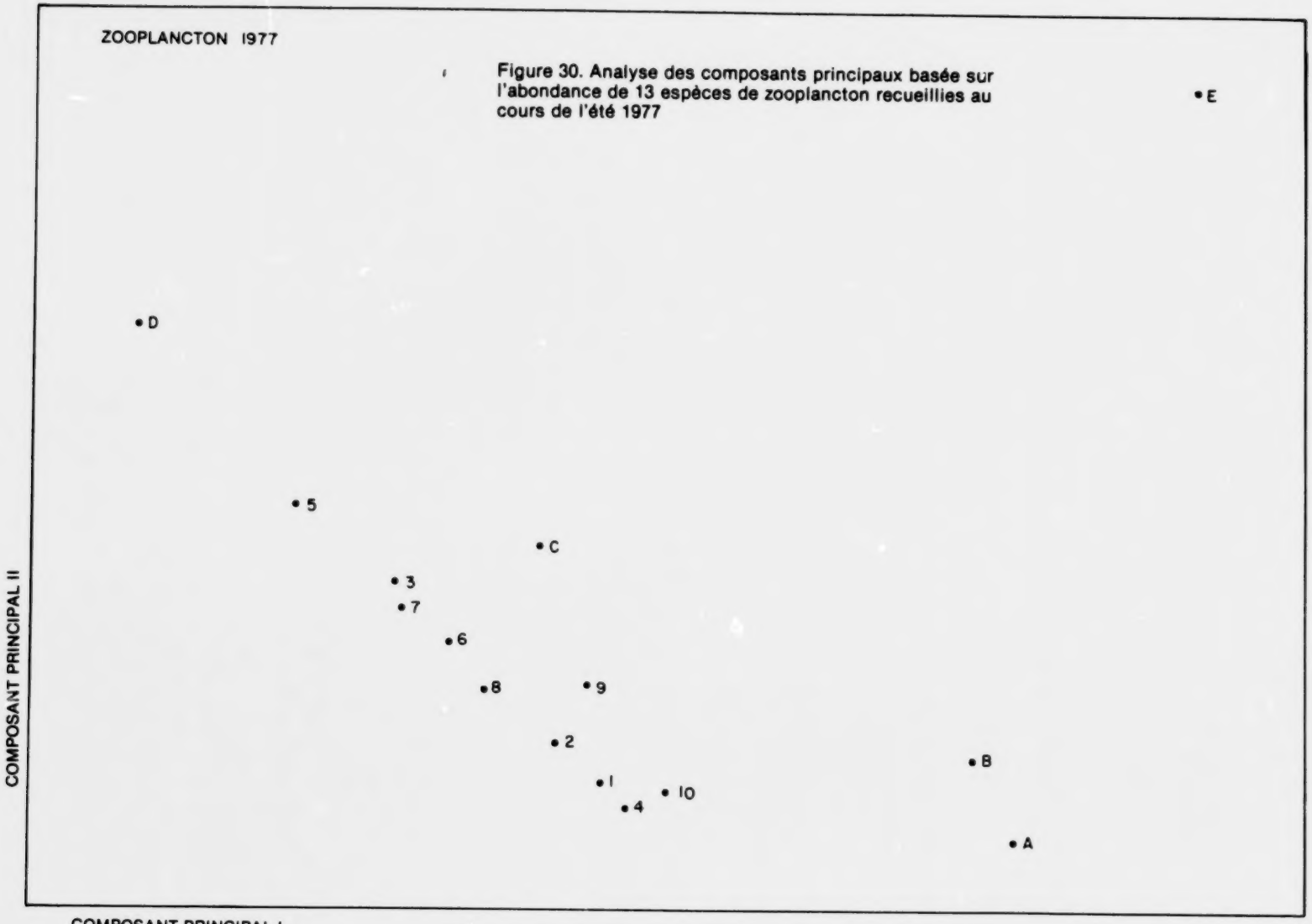

Figure 30. Analyse des composants principaux basée sur l'abondance de 13 espèces de zooplancton recueillies au cours de l'été 1977

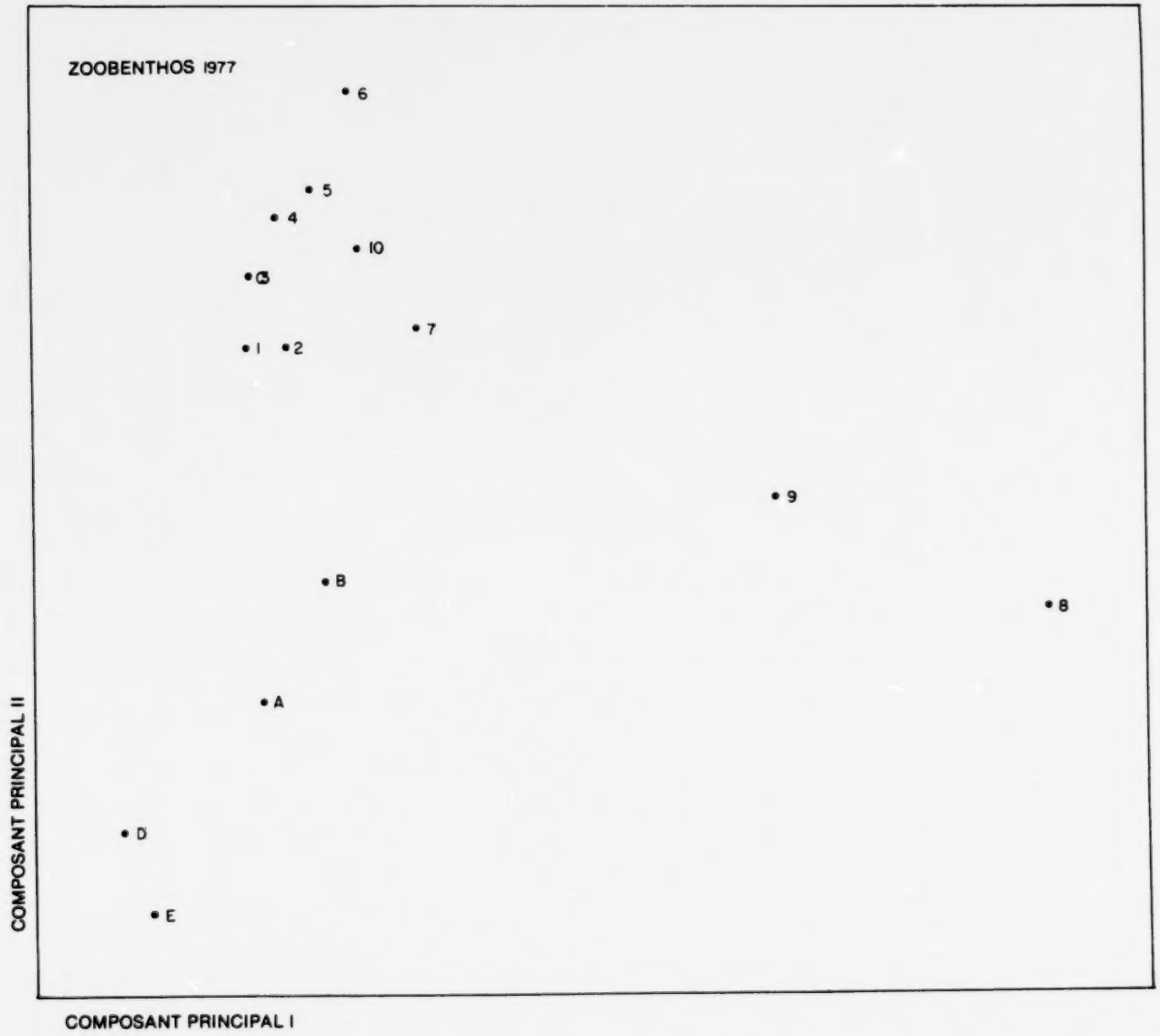

Figure 31. Analyse des composants principaux basée sur l'abondance de 50 espèces de zoobenthos recueillies au cours de l'été 1977

La figure 2 illustre la variation de la turbidité entre les stations du lac Ya-Ya, au cours de l'été 1977. Les valeurs pour les stations 1 et 2 sont très élevées, mais on observe une chute radicale et une descente inégale jusqu'à ce que, au-delà de la station 6, la turbidité soit uniformément faible et ne constitue pas une variable environnementale importante. Cette configuration correspond aux tendances biologiques (figures 30 et 31) et indique que les stations 1 à 6 du lac Ya-Ya peuvent être utilisées comme transept de la "réaction biologique à l'envasement." Les analyses et l'interprétation suivantes des données de 1977 et 1978 ne s'appliquent qu'à ces trois stations.

La deuxième étape de l'analyse comportait l'identification des espèces dont les tendances d'abondance indiquent une réaction significative au gradient. Les données combinées de l'été 1977 et du printemps 1978 ont servi à cette analyse.

Plusieurs mesures possibles "de la réaction des espèces au gradient d'envasement des stations 1 à 6" ont été considérées. La variance de l'abondance des espèces (Log (X+1) transformé) parmi les stations a été rejetée parce qu'elle constituait une mesure trop générale. En effet, une variance élevée n'indiquait pas nécessairement un rapport avec le gradient; elle pouvait par exemple être le résultat d'une abondance élevée aux stations 2 et 6 et faible ailleurs. Une corrélation par la méthode des rangs a également été envisagée, mais en raison du nombre réduit de stations (N=6), le pouvoir de l'analyse serait très faible. La mesure choisie a été la racine carrée du coefficient de détermination (semblable au coefficient de corrélation) dans une régression de l'abondance transformée des espèces en fonction du numéro de la station. Dans cette régression, une valeur positive élevée signifie un accroissement exponentiel de l'abondance d'une station à l'autre en remontant dans le lac (c.-à-d. à mesure qu'augmente la turbidité), tandis qu'une valeur négative élevée signifie une abondance qui décroît exponentiellement à mesure que diminue la turbidité. Par conséquent, une valeur positive élevée significative identifie un "indicateur de faible turbidité," et une valeur négative élevée significative identifie un "indicateur de turbidité élevée" (tableau 36).

Sur les quatre groupes taxonomiques principaux, les poissons étaient les plus difficiles à étudier dans cette analyse. Ils ont été échantillonnés à l'aide de plusieurs méthodes (levées de sennes, jeux de filets maillants sur le rivage, jeux de filets maillants au large) et dans les limites de la zone du lac qui nous intéresse, seulement aux stations 1, 2, 3 et 6. De plus, les poissons sont très mobiles et ont tendance à se rassembler (par exemple, pour former des bancs) de sorte qu'une abondance très élevée à un endroit du gradient peut représenter une composante de leur cycle évolutif (par ex. une migration de frai) plutôt qu'une réaction à long terme à la turbidité. Par exemple, au cours de l'été 1977, les ciscos arctiques ont été pris dans des sennes aux stations 3 et 6, mais non aux stations 1 et 2. Les prises à l'aide de filets maillants ont été fructueuses aux stations 1, 2 et 3 mais non pas à la station 6. Au cours du printemps 1978, toutes les méthodes de pêche ont donné des résultats à toute les stations. La perche-truite est la seule espèce qui présenterait un comportement régulier au cours des deux années comme l'indiquent les échantillons recueillis par levées de sennes. En 1977 et 1978, l'espèce était assez abondante aux stations inférieures plus turbides, mais absente à la station 6. Elle est incluse entre parenthèses au tableau 36 pour souligner ses possibilités en tant qu'espèce indicatrice, mais difficile à évaluer.

Tableau 36. Groupes taxonomiques indicateurs du gradient de turbidité des stations 1 à 6 du lac Ya-Ya.

Groupe taxonomique	Racine du coefficient de détermination			
	Été 1977	Été 1978	Moyenne	Indicateur de
Procladius sp. (benthos)	-0.97 (p .01)	-0.78 (p .05)	-0.91 (p .01)	turbidité
Diaptomus sicilis (zooplancton)	+0.78 (p .05)	+0.93 (p .01)	+0.87 (p .01)	limpidité
Mysis relicta (benthos)	+0.97 (p .01)	+0.41 (p .05)	+0.85 (p .01)	limpidité
Dinobryon borgei (phytoplancton)	+0.92 (p .01)	+0.44 (p .05)	+0.77 (p .01)	limpidité
(perche-truite - poisson)	-	-	-	(turbidité)

Au bas de la figure 32 apparaît la composition taxonomique des communautés au cours des deux étés. En 1977, 74 groupes taxonomiques ont été identifés dans les échantillons provenant d'une ou plusieurs stations 1 à 6. Parmi ces groupes, six appartiennent au zooplancton, 25 au benthos, 29 au phytoplancton et 14 à la classe des poissons (pêchés par levées de senne). Au printemps de 1978, 74 groupes taxonomiques se trouvaient encore dans les échantillons provenant des stations 1 à 6 dont trois appartenaient au zooplancton, 25 au benthos, 39 au phytoplancton et 7 à la classe des poissons (levées de senne). Comme on pouvait le prévoir, la communauté benthique semble la plus stable et le phytoplancton, le groupe le plus variable, d'une année à l'autre.

En 1977, sur les 41 groupes taxonomiques présents à deux ou plusieurs des six stations, cinq ont révélé un lien avec le gradient de turbidité des stations 1 à 6, qui était significatif au niveau 0.05, et trois ont présenté une relation qui était significative au niveau 0.01. On peut confronter ces résultats à ceux qui auraient été obtenus de façon aléatoire, soit respectivement 41/20 = 2 groupes taxonomiques, et 41/100 = 1 groupe taxonomique. La même tendance est apparue en 1978. Sur les 41 groupes taxonomiques présents à deux ou plusieurs des six stations, 12 ont révélé une relation avec le gradient de turbidité des stations 1 à 6, qui était significative au niveau de 0.05, et 7 ont montré une relation qui était significative au niveau 0.01. Les valeurs taxonomiques qui auraient été obtenues aléatoirement sont les mêmes que pour 1977: 41/20 = 2 groupes taxonomiques, et 41/100 = 1 groupe taxonomique, respectivement.

Ces résultats et les tendances biologiques des figures 30 et 31 correspondant au gradient de turbidité à la figure 2, indiquent qu'il s'agit de groupes taxonomiques dont la répartition est liée au gradient de turbidité. Cependant une attitude conservatrice a présidé à l'identification de ces groupes, exigeant que la relation avec le gradient de turbidité ait une probalité inférieure à 0.01 aléatoirement, pour la moyenne des deux années prises ensemble et pour la relation au cours d'au moins une des deux années considérées séparément. Quatre groupes taxonomiques ont satisfait à ces critères (tableau 36). L'abondance des groupes en fonction du gradient, pour une période de deux ans, est présentée à la figure 32.

Deux de ces "groupes taxonomiques indicateurs" appartiennent au zoobenthos, bien que l'un deux, Mysis relicta, soit communément planctonique. Il est inclus dans le benthos dans le présent rapport parce que l'espèce a été recueillie au cours d'un prélèvement benthique par échantillonnage instantané Ekman. Le zooplancton et le phytoplancton sont représentés par un groupe chacun, qui sont probablement des indicateurs à réaction rapide et à court terme de la turbidité. Ces résultats indiquent qu'il est dangereux de choisir des critères de contrôle biologique, y compris la sélection d'espèces indicatrices, en se fondant sur les données d'une seule année ou d'une seule saison. Un seul exemple suffira à illustrer ce fait. Au cours de l'été 1977, Cryptochironomus sp. B a présenté une relation positive très significative avec le gradient de turbidité ("indicateur" d'eaux claires), tandis qu'au printemps de 1978, il révélait une relation négative significative avec le gradient ("indicateur" de conditions turbides).

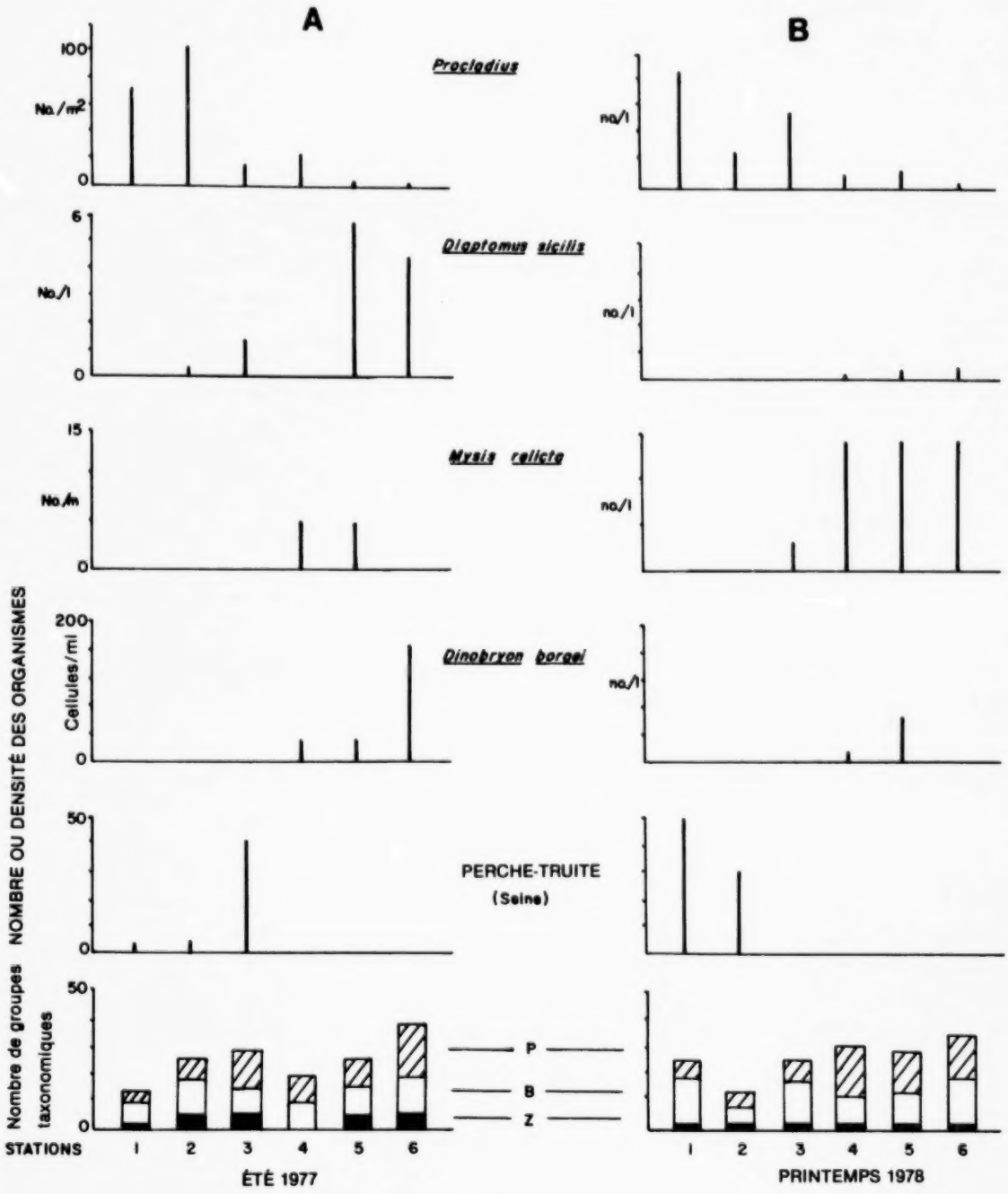

Figure 32. Abondance de cinq organismes en fonction du gradient de turbidité dans le lac Ya-Ya, au cours de l'été de 1977 et du printemps de 1978. La figure montre aussi la composition taxonomique des communautés au cours des deux périodes d'échantillonnage en eaux libres (P est le phytoplancton, B, le zoobenthos, et Z, le zooplancton).

ANALYSE ET CONCLUSIONS

ANALYSE ET CONCLUSIONS

L'ÉTUDE DU LAC YA-YA ET LE PROBLÈME DES NORMES QUANTITATIVES DES MATIÈRES SOLIDES EN SUSPENSION

Introduction

Il est probable que la meilleure façon de contrôler la sédimentation des eaux naturelles dans le Nord consiste à prévoir en premier lieu un aménagement convenable, comportant des éléments tels des rideaux verts, des dispositifs de lutte contre l'érosion, des bassins de décantation, utilisés en fonction de certaines variables environnementales comme l'emplacement (c.-à-d. loin des aires de fraie, d'élevage et d'hivernage) et la période propice (au moment où les charges sédimentaires sont naturellement élevées). Cependant, d'après un courant d'opinion représenté par Berger (1977), il apparaît que ce type de conception axée sur le site est irréalisable dans le cadre des grands développements comme les pipelines et qu'il faudrait, par conséquent "favoriser vigoureusement le principe de normes numériques" destinées à "fournir la pierre angulaire d'une programme judicieux de protection des poissons". Selon Berger, les normes serviraient à diverses fins:

1) comme guide à l'usage des personnes affectées à la conception, à la révision et à la réalisation des projets de développement;

2) comme critères qui devront être respectés par les ingénieurs de conception;

3) comme spécification d'exploitation qui devront être appliquées par le personnel exploitant et

4) comme normes applicables.

D'après Berger, les normes destinées a être utilisées ainsi devraient être quantitatives, objectives, applicables, réalisables dans la pratique (c.-à-d., qui peuvent être régulièrement mises en vigueur par le personnel ordinaire, non qualifié dans les techniques scientifiques d'évaluation de la sédimentation) et devraient être révélatrices des augmentations des charges sédimentaires à long et à court terme. Manifestement, Berger croit que ces normes devraient jouer un très grand rôle dans le contrôle des travaux de développement.

Un des objectifs de l'étude était d'examiner la question des sédiments en suspension en fonction des renseignements recueillis au cours de l'étude sur le lac Ya-Ya. Dans cette partie sont présentées les grandes lignes de l'étude du lac Ya-Ya, un examen des normes proposées par Berger et quelques recommandations concernant d'autres conceptions sur l'élaboration des normes.

Les études du lac Ya-Ya

Le groupe de travail de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures (GTCEC) sur les critères de la qualité de l'eau visant les poissons d'eau douce en Europe (1964) a revu les effets des matières solides inertes en suspension sur le taux de mortalité, la croissance, la résistance à la maladie, la reproduction, le comportement et les réserves alimentaires des

poissons. Les conclusions (résumées par Sherk et Cronin en 1970) établissaient que les diverses espèces de poissons ne sont pas toutes également sensibles aux matières solides en suspension et que les divers types de solides ne sont pas tous également nuisibles. Il n'existe sans doute pas un niveau unique de concentration de matières au-dessous duquel elles restent intouchées. Par contre, toute élévation de la concentration courante normale des matières en suspension pourrait entraîner une baisse de valeur et d'importance d'une pêcherie. En outre, les risques de dommage augmentent proportionnellement à la concentration. La relation manque de précision, mais voici quelques critères provisoires concernant la présence de matières inertes dans des eaux douces, de qualité par ailleurs satisfaisante:

1) il n'y a aucune preuve selon laquelle les concentrations de matières inertes en suspension inférieures à 25 mg/l ont des effets défavorables;

2) même si la quantité de poissons est un peu inférieure dans des eaux contenant entre 25 et 80 mg/l de matières en suspension, de bonnes ou moyennes pêcheries devraient pouvoir y subsister;

3) les eaux contenant entre 80 et 400 mg/l de matières solides en suspension ne pourront assurer les conditions nécesssaires à de bonnes pêcheries;

4) les eaux contenant normalement plus de 400 mg/l de matières en suspension ne pourraient assurer, tout au plus, que la subsistance de maigres pêcheries.

Ces critères s'appliquent à des conditions normales ou moyennes, au cours d'une longue période, mais non pas à des conditions extrêmes, de courte durée, qui peuvent avoir lieu par suite d'activités humaines ou d'événements naturels comme les inondations.

Même si les critères sont établis en fonction des effets sur les pêcheries, les espèces de poissons elles-mêmes peuvent ne pas être directement touchées par les sédiments, notamment par ceux à faibles concentrations. La réduction de la productivité des pêcheries peut plutôt être une conséquence des effets défavorables sur des niveaux trophiques beaucoup plus bas au sein des écosystèmes aquatiques. Si, par exemple, la production primaire est dangereusement réduite par suite de l'arrêt de l'activité photosynthétique dû à une forte turbidité, le nombre de poissons diminuera également.

Le tableau 37 présente le rapport entre les critères de matières en suspension de GTCEC et les données sur la biomasse de divers groupes d'organismes aquatiques du lac Ya-Ya. Dans les stations, les concentrations n'ont jamais dépassé 400 mg/l. En ce qui concerne le phytoplancton, le zooplancton et le zoobenthos, il y avait, comme prévu, une augmentation générale de la biomasse dans les eaux les plus limpides. Dans le cas des poissons, cependant, la tendance était inversée. En raison de la facilité d'accès du lac Ya-Ya pour les poissons anadromes et de cours d'eau et de la grande mobilité de ces derniers, le nombre de poissons peuplant un lac n'en reflète pas nécessairement la productivité.

Les différences de biomasse présentées au tableau 37 ne sont pas, bien sûr, causées uniquement par les différences de concentrations des matières en supension. Au cours de la majeure partie de la saison des eaux libres, et notamment au cours des inondations printanières, le lac se divise en deux nappes d'eau distinctes reliées

Tableau 37. Relation entre les critères de matières en suspension de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures et les valeurs moyennes de biomasse des principaux groupes d'organismes aquatiques du lac Ya-Ya, selon les données estivales 1977 et printanières 1978.

Stations	Sédiments en suspension	Biomasse phytoplanctonique (mg/m^3)	Abondance zooplanctonique (nombre/l)	Densité du zoobenthos (nombre/m^2)	Prises de poissons (nombre)
1 -	80 -400	69.7	2.50	1080.0	148.5
3	25 - 80	349.0	14.38	1149.0	144.0
4 - 10	0 - 25	454.5	27.10	1240.5	61.0

par une zone d'interface variable. La nappe d'eau stagnante, comptant la région III et une partie variable de la région II, est véritablement lacustre, soumise à la seule influence des courants dus aux vents et caractérisée par des eaux limpides. La seconde nappe d'eau, englobant la région I et des parties de la région II, et qui, au cours de la saison des eaux libres, fait partie du fleuve Mackenzie, est influencée par les courants par gravité et caractérisée par des eaux turbides. Par conséquent, au cours de cette saison très productive, les caractéristiques des populations d'organimes aquatiques près de l'exutoire du lac sont plus propres aux conditions du fleuve Mackenzie qu'à un environnement purement lacustre modifié par la sédimentation. Au lieu d'avoir un environnement relativement homogène où s'exerce une variation significative d'une seule variable importante, la concentration des matières en suspension, nous avons un lac à plusieurs bassins où règnent entre les régions et les saisons, d'importantes différences biologiques dans la profondeur des eaux, les substrats, la qualité de l'eau, les vitesses des courants. Par conséquent, nous ne pouvons que tirer des conclusions très générales, en ce qui concerne chaque groupe et la population entière, sur l'impact de la sédimenation sur les communautés d'organismes aquatiques du lac Ya-Ya. Bien que la sédimentation ait eu des effets néfastes sur les productions primaire et secondaire, ces effets ne peuvent être quantifiés sous forme, par exemple, de réduction de la production en pourcentage, prévue aux différents niveaux des concentrations de sédiments. L'utilisation des techniques d'analyse à plusieurs variables dans l'évaluation de la relation entre les concentrations de sédiments en suspension et la quantité d'espèces et de groupes s'est révélée en grande partie inutile en raison de la grande variabilité des données (voir Analyse à plusieurs variables). Avant tout, l'étude a démontré la difficulté de mesurer et d'évaluer l'impact de la sédimentation dans les eaux naturelles.

Les normes Berger

Malgré l'impossibilité d'établir, d'après les résultats de l'étude, une relation quantitative entre les concentrations de sédiments en suspension et le degré d'impact possible dans les écosystèmes lacustres dans le Nord, il convient de rappeler, ainsi qu'il a été mentionné précédemment, une tentative (Berger, 1977) visant à définir des normes quantitatives acceptables sur les concentrations de sédiments en suspension dans les lacs et les cours d'eau dans le Nord. Ces normes, ou d'autres du même genre pourraient servir au contrôle et à la surveillance des grands projets de développement dans le Nord canadien et, pour cette raison, la méthode de Berger mérite d'être examinée attentivement.

Exposé de la méthode proposée

Le raisonnement de Berger est présenté, en partie, dans le volume 2 (Modalités) de la Commission d'enquête sur le pipeline de la vallée du Mackenzie, ainsi que dans la documentation complémentaire (Conseil de la commission, 1976, "Protection des poissons: Normes de sédiments en suspension"). En voici le résumé:

1) Les travaux de développement effectués dans le Nord entraîneront sans doute une forte augmentation des concentrations de sédiments en suspension dans les lacs et les cours d'eau.

2) Les matières solides en suspension peuvent nuire aux populations de poissons en se déposant sur les substrats, en réduisant le nombre d'organismes dont s'alimentent les poissons ou en perturbant les frayères.

3) Il faut établir des normes qui permettront de fournir un moyen pratique de mesurer l'envasement et d'établir des critères de protection adéquate des populations d'organismes aquatiques.

4) Les matières en suspension (résidu non-filtrable) constituent le paramètre le mieux connu en ce qui a trait à ses effets sur la productivité des populations de poissons. Cependant, il est difficile, de mesurer sur le terrain, les concentrations de sédiments en suspension et il est recommandé de les remplacer par un paramètre corrélatif, la turbidité, qui est plus facilement déterminée par un personnel sans expérience dans le domaine.

5) La relation entre la turbidité et les concentrations de sédiments en suspension de l'aire de drainage du fleuve Mackenzie peut être déterminée à l'aide des données du système NAQUADAT (Environnement Canada). Cette relation peut alors servir à convertir les critères de sédiments en suspension récemment recommandés (U.S. National Academy of Sciences and National Academy of Engineering, 1974) en unités de turbidité néphélométriques (UTN) de la façon suivante:

Degré de protection	Matières en suspension maximales (mg/l) selon les critères américains	Turbidité maximale correspondante (UTN) de Mackenzie
Élevé	25	18
Modéré	80	45
Faible	400	157
Très faible	plus de 400	plus de 157

6) Dans les lacs ou les étangs, les échantillons doivent être prélevés à des distances approximatives de l'origine des sédiments présentées dans le tableau suivant. La direction du point d'échantillonnage par rapport aux travaux de construction doit correspondre à celle de l'impact maximal, en fonction des courants et des vents. Un échantillon-témoin ou "naturel" doit être prélevé dans une nappe d'eau voisine où les conditions sont très semblables ou, si possible, dans une zone-témoin du même lac ou étang.

Dimension maximale du lac ou de l'étang	Distance du point d'échantillonnage
Moins de 400 verges	la moitié de la dimension maximale
400 verges - 1 mille	200 verges
1 mille - 10 milles	300 verges
plus de 100 milles	350 verges - 0.2 mille

7) À la distance recommandée des travaux, la turbidité de l'eau ne doit pas atteindre en moyenne plus de 27 fois le niveau naturel au cours de toute période de 8 heures, ni plus de 9 fois le niveau naturel au cours de toute période de 96 heures, ni plus de 3 fois le niveau naturel au cours de toute période de 30 jours.

8) Une "norme relative aux invertébrés" peut être utilisée conjointement avec la "norme de turbidité" décrite plus haut. A la distance indiquée des travaux, l'indice de diversité de Shannon des macroinvertébrés aquatiques vivant sur le fond ne doit pas varier de plus de 25% par rapport à sa valeur-témoin à la suite de l'addition de matières solides en fines particules.

Les macroinvertébrés benthiques peuvent être recueillis à l'aide d'une échantillonneur quantitatif de fiabilité éprouvée. Ce dernier devrait contenir au moins 0.1 m^2 ou 1 pi^2 d'eau. Le même échantillonneur doit servir aux prélèvements dans les régions "naturelles et "envasées." En outre, en raison de la variabilité saisonnière des communautés, les échantillonnages doivent être effectués au même moment dans les deux régions.

Il est de première importance que les deux points d'échantillonnage biologique comptent des habitats à peu près identiques. Par conséquent, il est permis de changer de point d'échantillonnage dans la région envasée afin d'y trouver un habitat qui est à la fois suffisamment semblable à celui de la région "naturelle" et proche du point indiqué.

En temps normal, un seul échantillonnage est en général suffisant. Cependant, dans le cas d'irrégularité ou de dommages apparents, il faut normalement deux ou trois prélèvements pour mesurer la variabilité en un même point.

La méthode de Berger pose plusieurs problèmes. D'abord et avant tout, considérons la substitution des mesures de turbidité à la détermination des concentrations de matières en suspension.

Relation entre la turbidité et les matières en suspension

La plupart des biologistes des milieux aquatiques semblent d'avis qu'à court terme, les plus sérieuses conséquences de l'augmentation de la sédimentation dans les cours d'eau sont dues aux matières décantables. Ces dernières sont celles qui sont assez lourdes pour se déposer dans le fond et, quand elles sont assez nombreuses, recouvrent les substrats des lacs et des cours d'eau et étouffent ainsi les invertébrés benthiques et les oeufs de poisson. Les matières décantables ne sont cependant pas souvent mesurées au cours des études des eaux naturelles. Il est plus fréquent de procéder à des mesures des matières en suspension (résidu non-filtrable). Les résultats obtenus peuvent servir d'indice de décantation, à savoir que, dans les zones à fortes concentrations de sédiments en suspension, les niveaux de matières décantables sont aussi élevés. Par exemple, une source de sédiments produisant une forte concentration de sédiments en suspension, en un point d'échantillonnage assez éloigné, peut être considérée comme étant potentiellement plus nuisible que celle qui produit une plus faible concentration à une distance équivalente. En réalité, l'inverse peut être vrai. La plus faible concentration peut simplement indiquer qu'une grande proportion des matières produites s'est déposée entre le point d'origine et le point d'échantillonnage, soit à cause de la nature du substrat (c.-à-d., se composant en grande partie de grosses matières facilement décantables) soit à cause de la plus faible capacité de transport des eaux réceptrices (par ex. dans les cours d'eau ou les lacs soumis à l'influence des courants dus au vent, les eaux à basse vitesse peuvent charrier relativement moins de matières que les eaux à grande vitesse) soit pour les deux raisons susmentionnées.

L'utilisation des concentrations de sédiments en suspension comme indice des matières décantables et de probabilité de perturbations des habitats aquatiques pose évidemment des difficultés. Néanmoins, Berger et son conseil de commission proposent d'aller encore plus loin en se servant de la turbidité plutôt que des concentrations de sédiments en suspension comme norme relative aux travaux de développement. Leur raisonnement se fonde sur le fait que les concentrations de sédiments en suspension sont difficiles à déterminer sur le terrain, tandis que la turbidité, paramètre corrélatif, peut l'être plus facilement. D'après nous, la relation entre la turbidité et les concentrations de sédiments en suspension (et, point plus important, entre la turbidité et les niveaux de matières décantables) n'est pas suffisamment précise pour permettre une simple substitution et toute norme de sédimentation fondée sur une évaluation de la turbidité inacceptable.

Cette conclusion est basée sur diverses raisons:

1) Les valeurs maximales de turbidité proposées par Berger pour diverses catégories de cours d'eau sont fondées sur les données de plusieurs cours d'eau se trouvant dans l'aire de drainage du Mackenzie (d'aprées le NAQUADAT, National Water Quality Data Bank); cependant, la documentation scientifique précise qu'il n'existe aucune base permettant d'établir des courbes de turbidité/matières en suspension d'après les données de groupes de cours d'eau. Selon Duchrow et Everhart (1971), qui ont étudié la question en détail: "la turbidité peut être un paramètre utile pouvant servir d'indice sur l'origine des sédiments en suspension dans les cours d'eau individuels si l'apport de sédiments demeure constant." Toutefois, chaque cours d'eau doit être étalonné et la courbe obtenue ne peut s'appliquer qu'à ce cours d'eau... Il faut éviter en utilisant ces relations, de ne pas dépasser les limites des données existantes. Une seule courbe ne peut s'appliquer à tous les cours d'eau puisque le type de sédiments apportés à chaque système est potentiellement différent..."

2) Indépendamment des avertissements de Duchrow et Everhart, il semble raisonnable que les cours d'eau du groupe de base soient comparables à ceux qui seront probablement perturbés par les travaux de développement et pour lesquels des critères de protection sont mis au point. Berger avait comme objectif d'établir des normes applicables au cours de la construction d'un gazoduc dans la vallée du Mackenzie et franchissant peut-être le versant nord du territoire du Yukon. Nous avons examiné la base de données du raisonnement de Berger et nous avons trouvé que sur les 33 cours d'eau ayant servi de base à son évaluation, seulement sept d'entre eux (les rivières Trout, Willowlake, Blackwater, Saline, Hare Indian et la Grande rivière de l'Ours et le fleuve Mackenzie lui-même) se situent le long de la voie proposée pour le gazoduc. Cinq des cours d'eau (les rivières Anderson, Coppermine et Tree et les ruisseaux Ellice et Southern) se touvent complètement à l'extérieur de l'aire de drainage du fleuve Mackenzie et sont beaucoup plus à l'est de la voie prévue pour le pipeline. Plusieurs sont de vastes affluents, relativement turbides, du fleuve Mackenzie (par ex. les rivières Liard, Nahanni-Nord, Keele, Redstone, Mountain, Ramparts, Arctic Red et Peel) et ne ressemblent pas aux cours d'eau situés le long du tracé prévu. Aucun cours d'eau n'est représentatif des petits affluents de haute qualité du fleuve Mackenzie qui drainent les chaînons Norman et MacConnell et qui semblent être les plus sensibles aux effets de la sédimentation. Ces cours d'eau (notamment les ruisseaux Oscar, Prohibition, Vermilion et Hodgson) sont caractérisés par des eaux limpides et des substrats propres et constituent d'importantes aires de fraye et d'élevage pour l'ombre. Aucun cours d'eau faisant

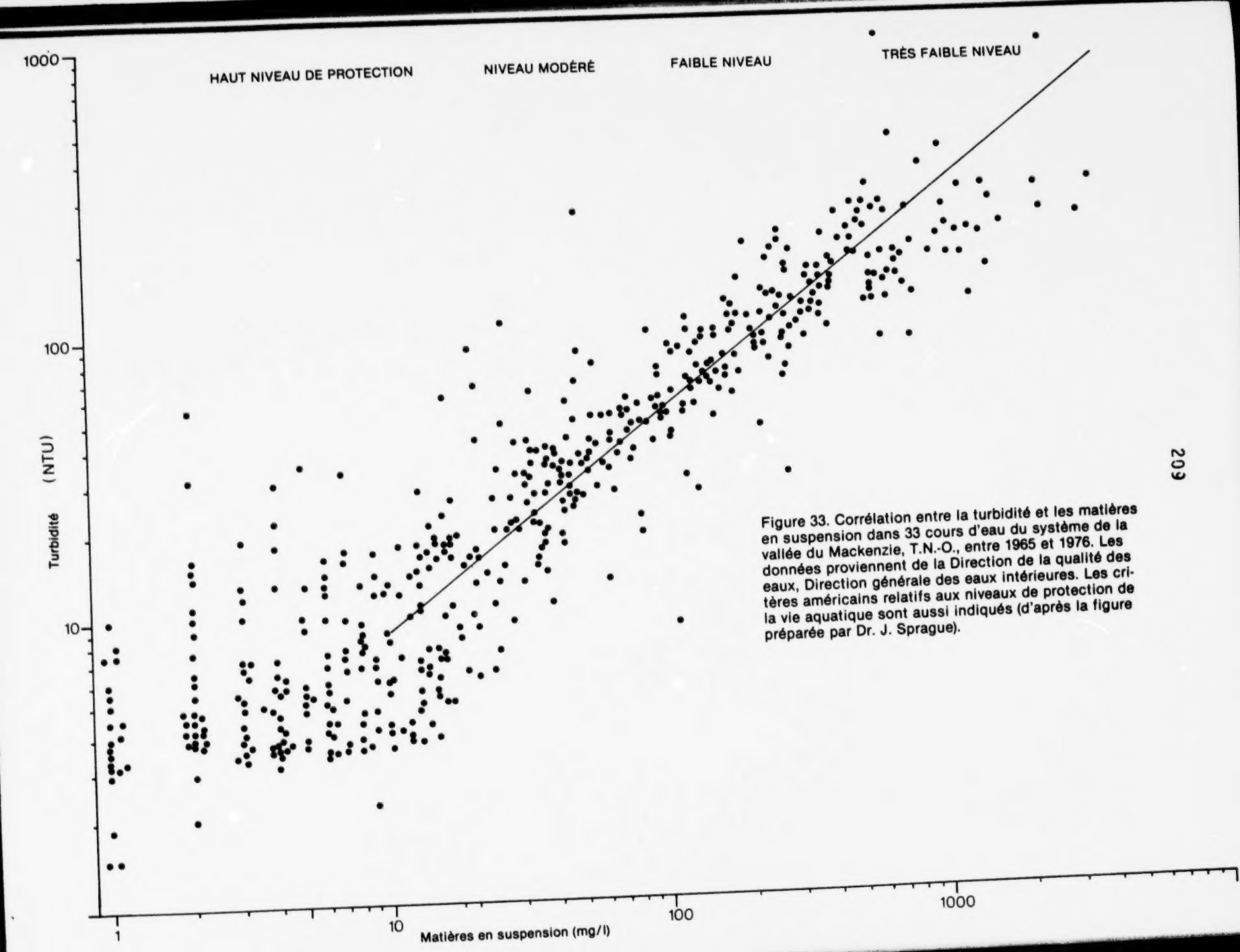

Figure 33. Corrélation entre la turbidité et les matières en suspension dans 33 cours d'eau du système de la vallée du Mackenzie, T.N.-O., entre 1965 et 1976. Les données proviennent de la Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. Les critères américains relatifs aux niveaux de protection de la vie aquatique sont aussi indiqués (d'après la figure préparée par Dr. J. Sprague).

l'objet de l'étude de Berger ne se trouve le long de la partie du tracé proposé pour le pipeline qui aurait traversé le versant Nord du Yukon; cette omission est grave puisque, à moins d'avis contraire, les normes proposées seraient censées s'appliquer à tous les travaux de construction de pipelines au Canada, au nord du 60°.

Étant donnée que Berger prévoit l'application de ses normes aux lacs aussi bien qu'aux cours d'eau, il importe de rappeler qu'aucune des données NAQUADAT comprises dans son groupe de base ne décrit la relation entre la turbidité et les matières en suspension des lacs.

3) Comme on pouvait le prévoir, en raison des nombreux types de cours d'eau échantillonnés, la relation entre la turbidité et les concentrations de sédiments en suspension présentée dans les données NAQUADAT est très insuffisante (figure 33). Un examen de cette figure révèle les points suivants:

a) La ligne représentée sur la figure et utilisée apparemment pour calculer les turbidités maximales des divers niveaux de protection du fleuve Mackenzie, semble avoir été tracée à l'oeil et non pas calculée à la machine. Un calcul à la machine aurait fourni une base plus objective pour déterminer les niveaux maximaux.

b) La relation linéaire représentée par la ligne s'interrompt pour des valeurs de sédiments en suspension comprises entre 10 et 20 mg/l et ne s'applique pas aux valeurs inférieures où la distribution des points suggère l'absence de corrélation significative entre les deux paramètres. Malheureusement, ces concentrations minimales sont représentatives des eaux les plus productives de la vallée du Mackenzie, notamment des lacs limpides et des petites aires de drainage alimentées par des ruisseaux. Elles englobent aussi les valeurs hivernales dans plusieurs nappes d'eau qui sont normalement turbides au cours de la saison des eaux libres. Même dans le fleuve Mackenzie, par exemple, qui est extrêmement turbide au cours de la saison des eaux libres, des concentrations de sédiments en suspension inférieures à 5 UTN ont été enregistrées vers la fin de l'hiver (Mann, 1975).

La faible corrélation des deux paramètres, lorsque les concentrations sont minimales, peut être causée par plusieurs facteurs. L'un d'entre eux est la variabilité des lectures des turbidimètres lorsque les concentrations sont minimales (Duchrow et Everhard, 1971). Un deuxième est que, pour des concentrations minimales, la turbidité causée par des facteurs autres que les matières en suspension, notamment par des acides humiques et autres colorations, devient proportionnellement plus importante, d'où une éventuelle source de problèmes dans de nombreux petits lacs et cours d'eau du delta du Mackenzie.

c) La variabilité des données de la figure 33 est moins évidente qu'elle pourrait l'être car les données sont présentées sous forme bilogarithmique. Le problème concret avec l'utilisation de données comportant un tel degré de variabilité inhérente est parfaitement illustré dans quelques exemples où, selon les objectifs apparents de Berger, les valeurs de turbidité servent à évaleur les concentrations de matières en suspension. Par exemple:

i) dans le cas où les valeurs de turbidité se situent entre 60 et 65 UTN, dans les limites inférieures, les concentrations correspondantes de matières en suspension varient entre moins 1 et 24 mg/l, soit une valeur minimale de plus de 24 fois inférieure à la valeur maximale;

ii) dans le cas où les valeurs de turbidité se situent entre 30 et 35 UTN (valeurs moyennes), les concentrations correspondantes de matières en suspension varient entre 2 et 270 mg/l, soit une valeur minimale 135 fois inférieure à la valeur maximale;

iii) dans le cas où les valeurs de turbidité se situent entre 250 et 260 UTN (valeurs maximales), les concentrations correspondantes de matières en suspension varient entre 50 et 2200 mg/l, soit une valeur minimale 44 fois inférieure à la valeur maximale.

En ce qui concerne les travaux de développement, il faut considérer un autre facteur potentiel de variation dans la relation entre la turbidité et les matières en suspension. C'est-à-dire que les substances qui se déversent dans les nappes d'eau peuvent avoir des caractéristiques différentes de leurs caractéristiques à l'origine, et présenter des relations très différentes entre la turbidité et les matières en suspension. Citons, par exemple, les résidus de mine ou le drainage de dépôts de substances enterrées depuis longtemps. En particulier, les résidus de mine peuvent être divisés en fines particules et présenter des valeurs de turbidité très élevées par rapport à leurs concentrations de matières en suspension. En conséquent, même s'il est possible d'établir une relation relativement précise entre la turbidité et les matières en suspension pour une nappe d'eau déterminée, cette relation ne sera peut-être pas pertinente lors de l'évaluation de l'impact de la sédimentation due aux travaux de développement.

En ce qui concerne l'établissement d'une relation entre la turbidité et les matières en suspension dans les nappes d'eau individuelles, il est à noter que les résultats de cette étude indiquent qu'il peut y avoir d'importantes différences saisonnières et spatiales dans la relation, même dans une seule nappe d'eau. Au cours de l'été de 1977, la relation entre les deux paramètres était très différente, sur les versants et dans les dépressions, par rapport à celle du printemps de 1978 (figure 3). En outre, au cours des deux périodes d'échantillonnage, le rapport entre la turbidité après agitation et la turbidité après sédimentation variait d'une station à l'autre dans un même lac (figure 4).

Norme relative aux macroinvertébrés

Sur l'avis du Conseil de la commission, Berger recommande d'utiliser une norme relative aux macroinvertébrés, basée sur l'indice de diversité de Shannon, conjointement avec la norme de turbidité pour évaluer les effets biologiques de l'augmentation de la sédimentation. Cette norme vise essentiellement à évaluer les effets permanents ou à long terme des travaux de développement. En outre, il formule la recommandation suivante: "En cas de doute, les résultats de l'étude biologique ont la priorité sur ceux des études physiques et chimiques." Il veut sans doute insister sur l'importance de cette norme biologique et mentionne qu'elle est sensible, fiable et propre à être utilisée aussi bien par les profanes que par les spécialistes. Cependant, l'utilisation des indices de diversité présente certaines difficultés dans l'évaluation de l'impact des matières en suspension sur les écosystèmes lacustres.

En premier lieu, même si les indices de Shannon et d'aures indices semblables de diversité sont bien sensibles aux effets des divers types de pollution organique (Wilhm, 1970), ils le sont moins dans le cas de polluants inertes et non-toxiques comme les matières en suspension. Si des quantités seulement modérées de ces dernières se déversent dans des systèmes aquatiques, il peut se produire d'importants changements dans la densité des macroinvertébrés benthiques, mais une faible réduction, voire des augmentations dans la diversité des espèces (Gammon, 1970; Rosenburg et Snow, 1975). De telles situations peuvent se produire, par exemple, dans les cas où la faune originale est dominée par quelques espèces particulièrement sensibles à la sédimentation et dont le nombre diminue, tandis que la majeure partie de la communauté, moins touchée par des niveaux modérés de sédimentation, survit sans diminuer en nombre. Dans ce cas, la communauté qui en résulte est plus "uniforme" et la valeur de l'indice de diversité augmente même si la densité globale peut avoir sérieusement diminué par suite de la perte de quelques espèces dominantes. Nous avons, nous-même, observé des augmentations des indices de diversité et d'uniformité de Shannon-Weaver en aval des franchissements de pipeline, qui pourraient être dues à la perte disproportionnée de quelques espèces dominantes et de rares taxons, malgré que la densité globale des macroinvertébrés benthiques ait dimunué d'environ 50% (rapport AEL déposé aux archives et soumis à Canadian Arctic Gas Study Limited, 1976).

Bien que l'indice de diversité de Shannon puisse ne pas être sensible aux niveaux modérés de sédimentation, à des hauts niveaux de sédimentation, peu d'organismes benthiques, s'il en est, survivent, et les densités ainsi que la diversité des espèces sont sensiblement réduites.

En résumé, il semblerait que l'indice de diversité de Shannon, et probablement les indices de diversité en général, ne sont pas particulièrement sensibles au genre de polluant, c.-à-d. les sédiments en suspension, auxquels Berger prévoit les appliquer, et qu'ils conviendraient mieux probablement à l'évaluation des effets des polluants organiques et toxiques (c.-à-d., dans le nord, les eaux usées domestiques, les déversements d'hydrocarbures et de carburants, le méthanol, les lubrifiants).

Examinons brièvement plusieurs autres problèmes posés par la méthode de Berger concernant l'utilisation de l'indice de diversité de Shannon comme norme relative aux macroinvertébrés.

1) Le Conseil de commission signale qu'habituellement, un bon échantillon, prélevé à l'aide d'un appareil standard d'échantillonnage tel un échantillonneur Surber, devrait en général être suffisant. L'AEL a étudié le nombre d'échantillons nécessaire pour obtenir une estimation raisonnable de la valeur de l'indice de diversité de Shannon-Weaver (McCart et al, 1975). Dans le cours d'eau (ruisseau Sheep, près de Grande Cache en Alberta) où l'étude a été menée, les valeurs obtenues avec des échantillons uniques étaient en moyenne de 29% inférieures à celles qui avaient été calculées pour deux échantillons ou plus. Il a été conclu qu'il fallait au moins deux échantillons pour obtenir un indice de diversité fiable. Par conséquent, l'erreur d'échantillonnage associée aux estimations basées sur un seul échantillon dépassera elle-même souvent la différence de 25% présentée par Berger comme indicatrice des effets environnementaux défavorables.

2) Cette différence de 25% est, comme l'admet le Conseil de commission, "arbitraire" et devrait être sujette à révision en raison de l'insensibilité apparente du paramètre aux concentrations de sédiments en suspension. Il est parfaitement concevable, comme il a été mentionné plus haut, que les communautés benthiques subissent de graves effets préjudiciables par suite de tout changement dans ses indices de diversité.

Enfin, en ce qui a trait au commentaire sur l'indice de diversité de Shannon: "... propre à être utilisé aussi bien par les profanes que par les spécialistes du domaine," comme tout autre phénomène biologique, la diversité d'une communauté résulte d'un complexe d'interactions; par conséquent, toute interprétation simpliste des changements environnementaux basée sur ce seul paramètre peut mener à des conclusions dangereusement fausses. Warren (1971) a formulé les commentaires suivants: "... un indice de diversité n'est qu'une manifestation; seul, il ne peut fournir de base à une explication causale. Il est un outil utile et efficace pour décrire certains phénomènes mais l'explication de ces phénomènes nécessite d'autres connaissances. Il peut devenir un indice biologique très utile, relatif aux changements dans la communauté ou dans le milieu. Il ne devrait pas cependant, remplacer les autres connaissances sur la biologie et les besoins environnementaux des espèces et des populations, aussi subjectives que puisse être leur analyse, fournissent des données sur les espèces individuelles facilitant leur interprétation. Les voies menant à la connaissance sont multiples."

Points d'échantillonnage

Les raisons permettant de déterminer la distance séparant les points d'échantillonnage des sources de perturbations dans les lacs et les étangs ne sont présentées ni dans le volume 11 du rapport de Berger, ni dans les recommandations du Conseil de commission. La relation n'est ni arithméthique, ni exponentielle et la logique demeure obscure. Les distances d'échantillonnage ne tiennent pas compte de la vitesse des courants ou des différences de dispersion entre les lacs exposés aux vents et les lacs abrités. Le Conseil recommande que l'échantillonnage soit effectué dans la direction de l'impact maximal, selon le courant et le vent, mais ne donne aucune précision sur la méthode à appliquer lorsque les nappes d'eau sont recouvertes de glace et que la direction de l'impact maximal n'est pas facilement apparente. Les profondeurs d'échantillonnage ne sont pas données; ce point peut se révéler important dans les eaux stagnantes où la structure tridimensionnelle est plus marquée que dans les cours d'eau et où les courants de densité et la stratification sont plus fréquents.

Les recommandations de Berger sur les points d'échantillonnage comportent cependant un problème beaucoup plus fondamental que ceux mentionnés plus haut. Selon Berger, si un échantillon-témoin ne peut être prélevé dans une partie non-envasée de la même nappe d'eau, il devrait l'être dans une autre nappe semblable, voisine. D'après les résultats de la présente étude, et d'autres recherches (McCart et al, 1976; Machniak, 1977) sur les lacs dans le delta du Mackenzie et les régions adjacentes, la variabilité des lacs est beaucoup plus frappante que leurs ressemblances. Même dans les limites des lacs pris isolément, (par ex. le lac Ya-Ya et le lac C) il y a parfois des grandes différences entre les régions. Les dissimilitudes peuvent être encore plus grandes entre les lacs, particulièrement en ce qui concerne la norme relative aux macroinvertébrés benthiques (Analyse dans la section sur le

zoobenthos). Les caractéristiques des communautés macrobenthiques sont influencées par de multiples facteurs et une ressemblance superficielle de la qualité de l'eau, de la morphométrie et du type de substrat entre les nappes d'eau ne garantit pas en elle-même une similarité dans la diversité des espèces, telle qu'indiquée par l'indice de diversité de Shannon.

Le choix des régions-témoins situées dans une nappe d'eau différente de la nappe d'eau envasée est d'une grande importance et exige une étude approfondie des diverses possibilités.

Recommandations

En raison de la complexité du problème, nous ne pouvons faire aucune recommandation sur les critères quantitatifs applicables au contrôle de la sédimentation due aux projets de développement dans le Nord. Nous pouvons, cependant, formuler certaines recommandations générales sur les méthodes qui devraient être examinées.

1) Afin de pouvoir établir des critères plus précis à l'avenir, nous recommandons d'entreprendre, dans les environs des projets de développement dans le Nord susceptibles d'entraîner une forte sédimentation, des études détaillées de contrôle visant à déterminer les effets à court et à long terme.

2) Il faut porter plus d'attention à la définition des normes améliorées de conception sur le contrôle des travaux de développement susceptibles de perturber les eaux naturelles. Ces normes, qui doivent être respectées avant le début de la construction, assureraient probablement un meilleur contrôle de la sédimentation que les normes établies par Berger et n'indiquant que des conditions après perturbation de l'environnement.

3) Étant donné que les plus graves conséquences de l'augmentation des charges sédimentaires sont probablement les effets à court terme résultant de l'envasement des substrats, nous recommandons que toute norme quantitative établie soit fondée sur une mesure plus directe des matières solides décantables que celles de la turbidité. Les mesures sur le terrain des matières décantables et en suspension ne nous apparaissent pas aussi difficiles que ne le laisse entendre Berger.

4) En raison de la lenteur de la réaction des communautés biologiques, notamment aux effets plus subtils de la détérioration de l'environnement, les normes biologiques telles que la norme relative aux invertébrés de Berger, ne permettent tout au plus que de déterminer les effets à long terme de la sédimentation. Elles ne conviennent donc pas au contrôle des opérations journalières d'un projet de développement. Dans le cas des effets à long terme, cependant, les critères établies sur une base biologique sont probablement préférables à un tout autre paramètre physique. Nous recommandons de réaliser d'autres études sur les effets des sédiments en suspension sur les organismes aquatiques en employant une méthode expérimentale, contrôlée qui élimine une bonne partie des incertitudes d'interprétation inhérentes aux études des systèmes naturels comme le lac Ya-Ya.

BIBLIOGRAPHIE

Alexander, V., et Coulon C., "Relationship between selected environnemental parameters and aquatic productivity with emphasis on the dynamics of specific phytoplankton components", U.S. Tundra Biome Data Report, 73-5, P.B.I. 1973.

Allen, R.K., et Edmunds G.F. Jr, "A revision of the genus Ephemeralla (Ephemeroptera: Ephemerellidae)", 11.3 The subgenus Caudatella, Ann. Entomol. Soc. Amer., 54:603-612, 1961 a.

Allen, R.K., et Edmunds, G.F., Jr, "A revision of the genus Ephemeralla (Ephemeroptera: Ephemerellidae)", III. The subgenus Attenuatella. J. Kansas Entomol. Soc. 34:161-173, 1961 b.

Allen, R.K., et Edmunds, G.F. Jr, "A revision of the genus Ephemeralla (Ephemeroptera: Ephemerellidae(", VIII. The subgenus Ephemeralla in North America, Misc. Publ. Entomol. Soc. Amer. 4:244-282, 1965.

Alt, K.T., "Sheefish and pike investigations of the upper Yukon and Kuskokwim drainages with emphasis on Minto Flats drainages", Alaska Dept. Fish and Game, Fed. Aid in Fish Restoration, Annual Progress Report, Project F-5-R-9, 9:307-321, 1967-68.

Anderson, R.S., "A new plastic-bag water sampler, "Journal de l'office de recherches sur les pêcheries du Canada, 24:2461-2465, 1967.

Anderson, R.S., "The linology of Snowflake Lake and other high altitude lakes in Banff National Park, Alberta," Thèse de doctorat, Dept. Biol. Univ. Calgary, Calgary, 218 p., 1968.

Anderson, R.S., "Effects of rotenone on zooplankton communities and a study of their recovery patterns in two mountain lakes in Alberta, "Journal de l'Office de recherches sur les pêcheries du Canada, 27: 1335-1356, 1970.

Anderson, R.S., "Diurnal primary production patterns in seven lakes and ponds of Alberta (Canada)", Oecologia, 14: 1-17, 1974.

Apman, R. et Otis M.B., "Sedimentation and stream improvement", New York Fish and Game Journal 12(2) : 117-126, 1965.

Beck, W.M. Jr, "Environnmental requirements and pollution tolerance of common freshwater Chironomidae", EPA-600/4-77-024, 1977.

Benson, N.G., et Cowell B.C., "The environment and plankton density in Missouri River reservoirs", p. 358-373. Reservoir Fisheries Resources Symposium, Amer. Fish. Soc. Publ., 569 p., 1967.

Berger, T.R., "Northern frontier, northern homeland: the report of the Mackenzie Valley Pipeline Inquiry.", Volume 2: terms and conditions. Rapport soumis au ministre des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa 268 p., 1977.

Berner, L.M., "Limnology of the lower Missouri River." Ecology 32: 1-12, 1951.

Bertilsson, J., et Gelin C., "Contributions to the Ecology of Gymnodinium helveticum Penard," Sevensk. Bot. Tidsk., 69: 359-364, 1975.

Bourrely, P., "Les Algues d'Eau douce," II. Les Algues jaunes et brunes, Édition N. Boubec & Cie, Paris, 438 p., 1968.

Bourrelly, P., 1970. "Les Algues d'Eau douce," III. Les Algues bleues et rouges, Les Eugleniens, Peridinious, et Cryptomonalines, Éditions N. Boubec & Cie, Paris, 512 p., 1970.

Brandlova, J., Brandl Z., et Fernando C.H., "The Cladocera of Ontario with remarks on some species and distribution," Can. J. Zool., 50: 1373-1403, 1972.

Brewer, M.C., "The thermal regime of an Arctic lake," Trans. Amer. Geophysical Union 39(2): 278-284, 1958.

Brooks, J.L., "The systematics of North American Daphnia," Mem. Conn. Acad. Arts Sci., 13: 1-180, 1957.

Brooks, J.L., "Cladocera", p. 587-656. In: W.T. Edmondson (ed.), Freshwater Biology, 2nd Ed. John Wiley & Sons Inc., New York, 1248 p., 1959.

Brunskill, G.J., Rosenberg D.M., Snow N.B., Vascotto G.L., et Wagemann R.W., "Ecological studies of aquatic systems in the Mackenzie-Porcupine drainages in relation to proposed pipeline and highway developments," Canada Task Force N. Oil Dev. Env. Soc. Comm. Vol. I Report 73-40, Iformation Canada Cat. No. R72-10073/1-1, QS-1533-010-EE-Al, 131 p., 1973.

Brunskill, G.J. Campbell P., Elliot S.E., Graham B.W., Dentry J., et Wagemann R., "The chemistry, mineralogy, and rates of transport of sediment in the Mackenzie and Porcupine River watersheds, N.W.T. and Yukon, 1971-1973," Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep. 546. 63 p., 1975.

Buscemi, P.A., "The importance of sedimentary organics in the distribution of benthic organisms," p. 79-86, In: Cummins, K.W., C.A. Tryon and R.T. Hartman (eds.) Organism-Substrate relationships in streams. Spec. Publ. Pymatuning Lab. of Ecology, U. of Pittsburgh. 4: 1-145, 1966.

Cairns, J., Jr, "Suspended solids standards for the protection of aquatic organisms," Purdue University Eng. Bull. No. 129, Par. I p. 16-27, 1968.

Cheney, W.L., "Life history investigations of northern pike in the Tanana River drainage," Alaska Dept. Fish and Game. Rept. No. R-111, 24 p., 1972.

Chutter, F.M., "The effects of silt and sand on invertebrate fauna of streams and rivers," Hydrobiol. 34: 57-76, 1969.

Commission Counsel, "Fish protection: suspended sediments standards," rapport du Conseil de commission dans le cadre de la Commission d'enquête sur le pipeline de la vallée du Mackenzie, 1976.

Cordone, A.J. et Pennoyer S., "Notes on silt pollution in the Truckee River drainage, Nevada and Placer Counties," California Department of Fish and Game, Inland Fisheries, Administrative Report No. 60-14, 25 p., 1960.

Craig, P.C., et Wells J. "Fisheries investigations in the Chandalar River region, Northeast Alaska," In: P.C. Craig (ed.), Fisheries investigations in a coastal region of the Beaufort Sea, Canadian Arctic Gas Study Limited, Biological Report Series 34(1): 114 p., 1975.

Croasdale, J., "Freshwater algae of Ellesmere Island, N.W.T." Musées nationaux du Canada, Publ. Bot. No. 3: 131 p., 1973.

Coulon, C., Holmgren S. et Alexander V., "A survey of phytoplankton and zooplankton of Colville River Drainage," In: Baseline study of the Alaskan Arctic Aquatic Environment Univ. of Alaska, Report R72-3., p. 151-184, 1972.

Daborn, G.R., "The argillotrophic lake system," Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 580-588, 1975.

Deevey, E.S. Jr, et Deevey G.B., "The American species of Eubosmina Seligo (Crustacea, Cladocera)," Limnol. Oceanogr. 16: 201-218, 1971.

de Graaf, D., et Machniak K., "Fisheries investigations of the Mackenzie Delta in the vicinity of the Cross Delta Alternative pipeline route", In: P. McCart (ed.) Canadian Arctic Gas Study Limited, Biological Report Series, 1977.

de March, L., de March B. et Eddy W. "Limnological fisheries and stream zoobenthic studies at Stanwell-Fletcher Lake a large high arctic lake," ministère de l'Environnement, Service des pêches et de la mer, rapport final, Projet du pipeline des îles de l'Arctique, 84 p., 1977.

Douglas, R.J.W., rédacteur "Geology and Economic Minerals of Canada," Imprimerie du gouvernement canadien, Ottawa, 838 p., 1970.

Duchrow, R.M., Everhart W.H., "Turbidity measurement," Trans. Amer. Fish. Soc. 4: 682-690, 1971.

Edmondson, W.T., "Rotifera," p. 420-494. In: W.T. Edmondson (ed.), Freshwater Biology, 2e édition, Wiley and Sons, New York, 1248 p., 1959.

Ellis, M.M., "Erosion silt as a factor in aquatic environments," Ecology 17(1): 29-42, 1936.

Groupe de travail de la Commission européenne consultative pour les pêches dans les eaux intérieures sur les critères de la qualité de l'eau visant les poissons d'eau douce en Europe 1964. Critères de la qualité de l'eau visant les poissons d'eau douce en Europe, rapport sur les matières solides en fines particules et les pêches intérieures, rapport GTCEC 1:21.

Falk, M.R., Gillman D.V. et Dahlke L., "The 1972 sport fisheries of the Great Bear and Great Slave Lakes, N.W.T", Environnement Canada, Service des pêches et de la mer, Direction des opérations, rapport technique no CEN/T (73) 8, 100 p., 1973.

Findenegg, I., "Expressing populations, " In: R.A. Vollenweider (ed.), A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments, Int. Biol. Program Handbook No. 12. Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 16-17, 1969.

Frey, D.G. et Stahl J.B., "Measurements of primary production on Southampton Island in the Canadian Arctic," Limnol. Oceanog. 3: 215-221, 1958.

Gammon, J.R., "The effect of inorganic sediment on stream biota," U.S. Environmental Protection Agency, Water Pollution Control Research Series. 18050 DWC 12/70. 141 p., 1970.

Goldman, C.R., "Primary productivity and limiting factors in three lakes of the Alaskan Peninsula," Ecol. Monogr. 30: 207-230, 1960.

Greene, R.H., "Sampling design and statistical methods for environmental biologists," Wiley, N.Y., 1979.

Green, R.H. et Vascotto G.L., "A method for the analysis of environmental factors controlling patterns of species composition in aquatic communities," Wat. Res. 12: 583-590, 1978.

Hatfield, C.T. Stein J.N., Falk M.R. et Jessop C.S., "Fish resources of the Mackenzie River Valley," Services des pêches, Environnement Canada, Rapport provisoire n° 1, volumes I et II, 247 p., 1972.

Hilliard, D.K., "Studies on Chrysophyceae from some ponds and lakes in Alaska," V. Hydrobiologia 28(3-4) : 553-576, 1966.

Hilliard, D.K., "Studies on Chrysophyceae from some ponds and lakes in Alaska," VIII. Nova Hedwigia XIV, 1: 39-60, 1967.

Hobbie, J.E., "Limnological cycles and primary productivity of two lakes in Alaskan Arctic," Thèse de doctorat, Indiana University, 124 p., 1962.

Hobbie, J.E., "C^{14} measurements of primary production in Two Arctic Alaskan lakes," Verh. Internat. Verein. Limnol. 15: 360-364, 1964.

Hobbie, J.E., Kalff J. et Holmgren S., 1973, "Biological limnology of lakes of the Mount Chamberlain Area, Alaska," Final Report to the Arctic Institute of North America, March 31, 1976.

Hobbie, J.E., "Arctic Limnology: a review," In: M.E. Britton (ed.), Alaskan Arctic Tundra, Tech. Paper n° 25, Arctic Inst. of North America, 1973.

Howard, H.H. et Prescott G.W., "Primary production in Alaska tundra lakes," Am. Midl. Nat. 85: 108-123, 1971.

Hutchison, G.E., "A treatise on limnology," Vol. 2, John Wiley & Sons Inc., N.Y., 1115 p., 1967.

Hynes, H.B.N., "The ecology of running waters," Univ. Toronto Press, Toronto. 555 p., 1970.

Hynes, H.B.N., "The effects of sediment on the biota in running water," Proc. 9th Canadian Hydrology Symposium, Fluvial Processes and Sedimentation, University of Alberta, Edmonton. Direction générale des eaux intérieures, ministère de l'Environnement, p. 652 à 663, 1973.

Jensen, S.L., "The mayflies of Idaho," M.S.Thesis, Univ. of Utah, Salt Lake City, 1966.

Jessop, C.S. Blouw T.R. et Sopuck R., "Fish resources of the Mackenzie River Valley: An intensive study of the fish resources of two mainstem tributaries," Service des pêches, ministère de l'Environnement, 148 p., 1973.

Jessop. C.S., Chang-Kue K.T.J., Lilley J.W. et Percy R.J., "A further evaluation of the fish resources of the Mackenzie River Valley, as related to pipeline development," ministère de l'Environnement, Service des pêches et de la mer, Winnipeg, Manitoba, rapport n° 74-7, 95 p., 1974.

Jessop, C.S. et Lilley J.W., "An evaluation of the fish resources of the Mackenzie River Valley based on 1974 data," ministère de l'Environnement, Service des pêches et de la mer, Winnipeg, Manitoba, rapport technique n° CEN/T-75-6, 1975.

Jewett, S.G., Jr, "The stoneflies (Plecoptera) of the Pacific Northwest," College Press, Oregon State, Corvallis. 95 p., 1959.

Juday, C. et Birge E.A., "The transparency, the color and the specific conductance of the lake waters of northeastern Wisconsin," Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett., 28: 205-259, 1933.

Kalff, J., "Phytoplankton abundance and primary production in two arctic ponds," Ecology 48: 558-565, 1967.

Kalff, J., Welch H.E. et Holmgren S.K., "Pigment cycles in two high-arctic Canadian lakes," Proc. Int. Assoc. Theor. & Appl. Limnol., 18: 250-256, 1972.

Kalff, J. et Welch H.E., "Phytoplankton production in Char Lake, a natural polar lake, and in Meretta Lake, a polluted polar lake, Cornwaliis Island, Nortwest Territories," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 31: 621-636, 1974.

Kendel, R.E., Johnston R.A.C., Kozak M.D. et Lobsiger V., "Movements, distribution, populations and food habits of fish in the western coastal Beaufort Sea," Service des pêches et de la mer, Environnement Canada, rapport provisoire sur l'étude n° 31 (ouest) du projet de la mer de Beaufort, 64 p., 1974.

Koivo, L.K. et Ritchie J.C., "Modern diatom assemblages from lake sediments in the boreal-arctic transition region near the Mackenzie Delta, N.W.T., Canada," Can. J. Bot., 56: 1010-1020, 1978.

Lewis, K., "The effect of suspended coal particles on the life forms of the aquatic moss Eurhynchium riparioides (Hedw.)," II. The effect on spore germination and regeneration of apical tips. Freshwat. Biol., 3: 391-395, 1973.

Lindsey, C.C., Clayton J.W. et Franzin, W.G., "Zoogeographic problems and protein variation in the Coregonus clupeaformis whitefish species complex," In: C.C. Lindsey and C.S. Woods (eds.), Biology of Coregonid Fishes. Univ. Manitoba Press, Winnipeg, 1970.

Lloyd, M. et Ghelardi R.J., "A table for calculating the equitability component of species diversity," J. Anim. Ecol., 33: 217-225, 1964.

Lloyd, M., Zar J.H. et Karr J.R., "On the calculation of information --theoretical measures of diversity," Amer. Midland Nat. 79-257-272, 1968.

Loftus, K.H., "Studies on river spawning populations of lake trout in eastern Lake Superior," Trans. Amer. Fish. Soc., 87-259-277, 1958.

Lowe, R.L., "Comparative ultrastructures of the valves of some Cyclotella species (Bacillariophyceae)," J. Phycol., 11: 415-424, 1975.

Luedtke, R.J., Brusven M.A. et Watts F.J., "Benthic insect community changes in relation to in-stream alterations of a sediment-polluted stream," Melanderia 23: 21-39, 1976.

MacArthur, R.H., "On the relative abundance of bird species," Proc. Nat. Acad. Sci., Washington 43: 293-295, 1957.

Machniak, K., "Investigations of the fisheries resources in lakes in the vicinity of the Ya-Ya gravel esker," rapport de Aquatic Environments Limited présenté au ministère des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa, 105 p. 1977.

Mackay, J.R., "The Mackenzie Delta, N.W.T." Memoir 8, Geographical Branch, Department of Mines and Technical Surveys. 1963.

Mann, G.J., "Winter fisheries survey across the Mackenzie Delta," In: P.C. Craig (ed.), Fisheries investigations in a coastal region of the Beaufort Sea. Arctic Gas Biological Report Series 34(3), 54 p., 1975.

Marriott, F.H.C., "The interpretation of multiple observations," Academic Press, London, 1974.

McCart, P., Craig P.C. et Bain H., "Report on fisheries investigations in the Sagavanirktok River and neighboring drainages," Report to Alyeska Pipeline Service Company Bellevue, Washington, 170 p., 1972.

McCart, P. et de Graaf D., "Effects of disturbance on the benthic fauna of small streams in the vicinity of Norman Wells, N.W.T" In: P.J. McCart (ed.), Fisheries research associated with proposed gas pipeline routes in Alaska, Yukon, and Northwest Territories, Arctic Gas Biological Report Series 15(4), 1974.

McCart, P., Whitney P., Horejsi B., Sekerak A. et Robinson D., "Baseline studies of the biology of streams and wildlife populations in the Sheep Creek Drainage, Alberta," Report to McIntyre Porcupine Mines Ltd., Smoky River Coal Division, by Aquatic Environments Limited, 264 p., 1975.

McCart, P.J., Graves F.F., Green R.G., Mudry D.R., Tsui P.T.P. et G.J. Mann, "Investigations of the aquatic resources in the Taglu-Richards Island and Parsons Lake areas, N.W.T.", Rapport soumis au ministère de l'Environnement, Pêches et Sciences de la mer, Winnipeg, Manitoba, par Aquatic Environments Limited, 1976.

McPhail, J.D. et Lindsey C.C., "The freshwater fishes of northwestern Canada and Alaska," Office des recherches sur les pêcheries du Canada, bulletin 173, 38 p., 1970.

Miller, R.B. et Kennedy W.A., "Pike (Esox lucius) from four northern Canadian lakes," Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 7(4) : 190-199, 1948.

Moore, J.W., "Distribution and abundance of phytoplankton in 153 lakes and rivers of the Northwest Territories," Can. J. Bot., 56: 1765-1773, 1978.

Muth, K.M., "Age and growth of broad whitefish, Coregonus nasus, in the Mackenzie and Coppermine rivers, N.W.T.," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 26(8), 1969.

Needham, J.G., Traver J.R. et Hsu Y., "The biology of mayflies," Comstock Publishing Co., Ithaca, 759 p., 1935.

Nikolsky, G.V., "Special ichthyology. 2nd Edition," (En russe, traduction anglaise par Israel Program for Science Tanslations, Jerusalem, 1961). 538 p., 1961.

Nikolsky, G.V. et Reshetnikiv Yu, S., "Systematics of coregonid fishes in the U.S.S.R., intraspecies variability, and difficulty in taxonomy," In: C.C. Lindsey and C.S. Woods (eds.), Biology of Coregonid Fishes. Univ. of Manitoba Press, Winnipeg, p. 251-266, 1970.

O'Brien, W.J., Huggins D.G. et de Noyelles F. J., "Primary production and nutrient limiting factors in lakes and ponds of the Noatale River Valley, Alaska," Arch. Hydrobiol., 75: 263-275, 1975.

Oliver, D.R., "A limnological investigation of a large arctic lake, Nettilling Lake, Baffin Island," Arctic 17: 69-83, 1964.

Oschwald, W.R., "Sediment-water interactions," J. Envir. Qual. 1:36-366, 1972.

Patalas, K., "Crustacean plankton communities in forty-five lakes in the Experimental Lakes area, northwestern Ontario," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 28(2): 231-244, 1971.

Patrick, R. et Reimer C.W., "The diatoms of the United States," Vol. I. Monogr. Acad. Nat. Sci. Phil. No. 13, 688 p., 1966.

Patrick, R. et Reimer C.W., "The diatoms of the United States," Vol. II, Part I, Monogr. Acad. Nat. Sci. Phil. No. 13, 213 p., 1975.

Pautzke, C.F., "Studies on the effects of coal washings on steelhead and cutthroat trout," Trans. Amer. Fish. Soc. 67: 232-233. 1937.

Penmak, R.W., "Freshwater invertebrates of the United States," Ronald Press Co., N.Y., 769 p., 1953.

Percy, R., "Anadromous and freshwater fish of the outer Mackenzie Delta," Rapport technique n° 8, Service des pêches et de la mer, Environnement Canada, Winnipeg, 108 p., 1975.

Peters, J.C., "The effects of stream sedimentation on trout embryo survival," In: Biological Problems in Water Pollution, Third Seminar, pé 275-279, 1962.

Phillips, R.W., "Effects of sediment on the gravel environment and fish production," In: Proc. Sympos. Forest Land Uses and Stream Environment, 19-21 oct. 1970, Oregon State Univ. p. 64-74, 1971.

Poole, R.W., "An introduction to quantitative ecology," McGraw-Hill, N.Y., 532 p. 1974.

Prather, K.V., "The effects of stream substrates on the distribution and abundance of aquatic insects," Thèse de maîtrise inédite, University of Idaho, Moscow. 62 p., 1971.

Prescott, G.W., "Algae of the western Great Lakes area, revised edition," Wm. C. Brown Co.. Publishers, 977 p., 1962.

Rawson, D.S., "A comparison of some large alpine lakes in western Canada," Ecology 23: 143-161, 1942.

Rawson, D.S., "The net plankton of Great Slave Lake," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 13: 58-127, 1956.

Reed, E.B., "The distribution and ecology of fresh-water entomostraca in arctic and subarctic North America," Thèse de doctorat, University of Saskatchewan, Saskatoon. 152 p., 1959.

Ricker, W.E., "Stoneflies of southwestern British Columbia," Indiana Univ. Publ. Sci. Ser. No. 12, 145 p., 1943.

Ricker, W.E., "Distribution of Canadian stoneflies," Verh. 3 Int. Symp. Uber Plecopteran, Limnol Schrif. 34/35: 50-71, 1964.

Rodhe, W., "The ionic composition of lake waters," Verh. Int. Ver. Limnol. 10: 3777-386, 1949.

Rosenberg, D.M, et Snow N.B. "Ecological studies of aquatic organisms in the Mackenzie and Porcupine River drainages in relation to sedimentaion," Service des pêches et de la mer, rapport technique, n° 547, 86 p., 1975.

Rosenberg, D.M. et Wiens A.P., "Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian river; Wat. Res. 12: 753-763, 1978.

Ruttner-Kolisko, A., "Rotatoria. Die Binnegewässer 25(1): 99-234," 1972. (Traduction anglaise).

Saunders, G.W., Trama F.B. et Backmann R.W., "Evaluation of a modified C^{14} technique for estimation of photosythesis in large lakes," Univ. Michigan, Great Lakes Res. Div. Pub. 8: 1-61, 1962.

Schindler, D.W., "Two useful devices for vertical plankton and water sampling," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canad, 26: 1948-1955, 1969.

Schindler, D.W., Kalff J., Welch H.E, Brunskill G.J., Kling H. et Kritsch N., "Eutrophication in the high artic--Meretta Lake, Cornwallis Island (75°N Lat.)," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries, 31: 647-662, 1974.

Scott, W.B. et Crossman D.J., "Freshwater fishes of Canada," Office des recherches sur les pêcheries du Canada, bulletin 184, 966 p., 1973.

Sekerak, A. et Graves F., "Investigation of aquatic resources along proposed Polar Gas pipeline routes north of Spence Bay, N.W.T." Report by Aquatic Environments Limited. 185 p., 1975.

Shannon, C.E. et Weaver W., "The mathematic theory of communication," Univ. of Illinois Press, Urbana. 117 p., 1949.

Sheath, R.G. Munawar M. et Hellebust J.A., "Fluctuations of phytoplankton biomass and its compositon in a subarctic lake during summer," Can. J. Bot. 53: 2240-2246, 1975 a.

Sheath, R.G.Munawar M.A. et Hellebust J.A., "Phytoplankton biomass composition and primary production during the ice-free period in a tundra pond," Proc. of Circumpolar Conference on Northern Ecology, Ottawa, 1975. 10 p., 1975b.

Sheath, R.G. et Hellebust J.A., "Comparison of algae in the euplankton, tychoplankton, and periphyton of a tundra pond," Can. J. Bot., 56: 1472-1483, 1978.

Sherk, J.A. Jr, et Cronin L.E., "The effects of suspended and deposited sediments on estuarine organisms," Nat. Res. Inst. Ref. No. 70-19, 000416, 61 p., 1970.

Skuja, H., "Taxonomie des phytoplankton Einiger Seen in Uppland, Schweden," Symp. Bot. Upsal., IX:3: 1-399, 1948.

Skuja, H.L., "Grundzüge der Algenflora und Algen vegetation des Fjeldegenden un Abisko 1," Nova Heta Regiae Soc. Sci. Upsal. Serv. IV, 18. 465 p., 1964.

Slaney, F.F., and Co., "Environmental program, Mackenzie Delta, N.W.T." Vol. 6: Aquatic Resources, F.F. Slaney and Co. Ltd. Vancouver, 111 p. 48 annexes, 1974.

Slaney, F.F. and Co., "1974 summer environmental program, Mackenzie River estuary," Vol. 1: Aquatic studies. Report to Imperial Oil Limited and Sun Oil Limited. 156 p., 1975.

Sprules, W.G., "Crustacean zooplankton, communities as indicators of limnological condition: an approach using principle component analysis," Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada, 34: 962-975, 1977.

Sreenivosa, M.R., et Duthie H.C., "Notes on some centric diatoms from Lake Ontario," Nova Hedwigia 26: 165-177, 1975.

Steeman-Nielsen, F., "The use of radio-active carbon (C^{14}) for measuring organic production in the sea," J. de Conseil. 18: 117-140, 1952.

Stein, J.N., Jessop C.S, Porter T.R. et Chang-Kue K.T.J., "Fish resources of the Mackenzie River Valley," Service des pêches, ministère de l'Environnement, rapport provisoire II, 260 p., 1973.

Tiffany, L.H. et Britton M.E., "The algae of Illinois," The University of Chicago Press, Chicago. 407 p., 1952

Ulfstrand, S., "Benthic animal communities in Lapland streams," Oikos Suppl. 10. 120 p., 1968.

U.S. Environmental Protection Agency, "Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents," Cornelius Weber (ed.), National Environmental Research Center, Cincinnati, EPA-670/4-73-001, 158 p., 1973.

U.S. National Academy of Sciences and National Academy of Engineering, "Water quality criteria 1972," U.S. Environmental Protection Agency EPA-R3-73-033, 1974.

Usinger, R.L., "Aquatic insects of California," University of California Press, Berkeley and Los Angeles. 507 p., 1963.

Utermöhl, H., "Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton-Methodik," Int Ver. Theor. Agnew. Limnol. Verh. 9: 1-39, 1958.

Ward, H.B. et Whipple G.C., "Freshwater biology," 2nd Ed. Edited by W.T. Edmundson. John Wiley & Sons, Inc., N.Y., 1248 p., 1959.

Warren, C.E., "Biology and water pollution control," W.B. Saunders Company, Philadelphia, London, Toronto, 434 p., 1971.

Weber, C.I., rédacteur. "Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents," U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, EPA-670/4-73-001, 1973.

Wetzel, R.G., "Limnology," W.B. Saunders Company. 743 p., 1975.

Whitford, L.A., et Schumacher G.J., "The manual of freshwater algae", Sparks Press. Raleigh, N.C. 324 p., 1973.

Willen, T., "Notes on Swedish plankton algae," Nova Hedwigia VI, 1/2: 39-56, 1963.

Wilhm, J., "Range of diversity index in benthic macroinvertebrate populations," J. Wat. Poll. Control 42:R221-R224, 1970.

Wilson, M.S. et Yeatman H.C., "Freeliving copepods," p. 735-861. In: W.T. Edmondson (ed.), Freshwater biology. 2nd Ed. John Wiley & Sons, N.Y., 1248 p., 1959.

Wishart, D. "CUSTAN IC. Users Manual," University College, London, 1975.

Wynne-Edwards, V.C., "Fishes of the Arctic and the subarctic" In: Freshwater vertebrates of the Arctic and subarctic. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, bulletin 94, 28 p., 1952.